

TOEGEPASTE GÉOLOGIE EN HYDROGEOLOGIE

HYDROGEOLOGISCHE STUDIE
VAN HET BEDRIJFSTERREIN VAN
VFT N.V. TE ZELZATE
MATEMATISCHE MODELLERING

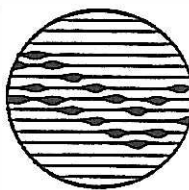
85/32



UNIVERSITEIT GENT

Laboratorium
voor
Toegepaste Geologie
en
Hydrogeologie

HYDROGEOLOGISCHE STUDIE
VAN HET BEDRIJFSTERREIN VAN
Vft N.V. TE ZELZATE
MATEMATISCHE MODELLERING



Geologisch Instituut
Krijgslaan 281, S8
B-9000 Gent

tel. 09/264 46 47
fax 09/264 49 88

Opdrachtgever

Vft N.V.

Leiding : Prof. Dr. W. DE BREUCK
Studie en verslag : Lic. M. VAN CAMP

Projectnummer : TGO 95/32

Datum : november 1996

INHOUD

INHOUD

LIJST DER FIGUREN

LIJST DER TABELLEN

1. Inleiding	1
2. Overzicht van de opgestelde matematische modellen	2
3. Het MODFLOW model	4
3.1 Beschrijving van het model	4
3.2. Het modelnetwerk	4
3.2.1 Ligging van het modelgebied	4
3.2.2 Indeling van het modelnetwerk	5
3.2.3 Hydrogeologische schematisering in het matematisch model	5
3.3 Ingevoerde gegevens	6
3.4 Ijking van het model	7
3.5 Resultaten	8
3.6 Conclusies en opmerkingen	8
4. Het MODPATH programma	11
4.1 Beschrijving van het programma	11
4.2 Ingevoerde gegevens	12
4.3 Resultaten	12
4.4 Conclusies	12
5. Het MOC model	14
5.1 Beschrijving van het model	14
5.2 Ingevoerde gegevens	15
5.3 Resultaten	15
5.4 Conclusies en opmerkingen	16
6. Het MT3D model	19
6.1 Beschrijving van het model	19
6.2 Ingevoerde gegevens	19
6.3 Resultaten	22

6.4 Conclusies	23
7. Het HSSM en MOFAT model	26
7.1 Inleiding	26
7.2 Het HSSM model	29
7.2.1 Beschrijving van het model	29
7.2.2 Ingevoerde gegevens	30
7.2.3 Resultaten	33
7.2.4 Conclusies en opmerkingen	33
7.3 Het MOFAT model	36
7.3.1 Beschrijving van het model	36
7.3.2 Ingevoerde gegevens	37
7.3.3 Resultaten	38
7.3.4 Conclusies en opmerkingen	41
8. Samenvatting	42

LIJST DER FIGUREN

Fig 3.1 Ligging en begrenzing van het modelgebied

Fig 3.2 Modelnetwerk

Fig 3.3 Schematisering van het grondwaterreservoir in de modellen MODFLOW en MT3D

Fig 3.4 Dikte van de onderste watervoerende laag KZ1

Fig 3.5 Dikte van de slechtdoorlatende laag KL

Fig 3.6 Basis van de watervoerende laag KZ2

Fig 3.7 Ligging van vaste stijghoogtecellen in het modelnetwerk

Fig 3.8 Ingevoerde nuttige neerslag

Fig 3.9 MODFLOW model:berekende stijghoogten in de laag 1 (KZ2 boven)

Fig 3.10 MODFLOW model:berekende stijghoogten in de laag 2 (KZ2 midden)

Fig 3.11 MODFLOW model:berekende stijghoogten in de laag 3 (KZ2 onder)

Fig 3.12 MODFLOW model:berekende stijghoogten in de laag 5 (KZ1)

Fig 4.1 MODPATH programma:stroomlijnen die vertrekken in laag 1

Fig 4.2 MODPATH programma:stroomlijnen die vertrekken in laag 2

Fig 4.3 MODPATH programma:stroomlijnen die vertrekken in laag 3

Fig 5.1 Ligging van de stroomlijn van het MOC-model

Fig 5.2 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 1 m)

Fig 5.3 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 1m)

Fig 5.4 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m)

Fig 5.5 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10m)

Fig 5.6 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 100 m)

Fig 5.7 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 100 m)

Fig 5.8 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m ,
 $T_{1/2} = 10$ jaar)

Fig 5.9 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10m , $T_{1/2} = 10$
jaar)

Fig 5.10 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m ,
 $T_{1/2} = 20$ jaar)

Fig 5.11 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10m , $T_{1/2} =$
20 jaar)

Fig 5.12 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m ,
 $T_{1/2} = 50$ jaar)

Fig 5.13 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10 m, $T_{1/2} =$
50 jaar)

Fig 5.14 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m,
retardatie = 7)

Fig 5.15 MOC model:afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 100 m,
retardatie = 7)

Fig 5.16 MOC model:tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 100 m, retar
datie = 7)

Fig 6.1 Verband dispersiewaarden - schaalgrootte

Fig 6.2 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.3 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.4 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.5 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.6 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar volgens
W- E gerichte profielen

Fig 6.7 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar volgens
N- S gerichte profieleen

Fig 6.8 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.9 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.10 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.11 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.12 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar volgens

W-E gerichte profielen

Fig 6.13 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar volgens

N-S gerichte profieleen

Fig 6.14 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.15 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.16 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.17 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.18 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar volgens
W-E gerichte profielen

Fig 6.19 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar volgens
N-S gerichte profielen

Fig 6.20 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.21 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.22 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.23 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.24 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar volgens
W-E gerichte profielen

Fig 6.25 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar volgens
N-S gerichte profielen

Fig 6.26 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.27 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.28 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 3

(KZ2 onder)

Fig 6.29 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 5

(KZ1)

Fig 6.30 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens
W-E gerichte profielen

Fig 6.31 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens
N-S gerichte profielen

Fig 6.32 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.33 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.34 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.35 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.36 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens
W-E gerichte profielen

Fig 6.37 MT3D model:simulatie 1:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens
N-S gerichte profielen

Fig 6.38 Berekende concentratieëvolutie in een aantal geselecteerde plaatsen in de laag KZ1

Fig 6.39 Berekende concentratieëvolutie in een aantal geselecteerde plaatsen in de laag KZ2

Fig 6.40 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 1
(KZ2 boven)

Fig 6.41 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 2
(KZ2 midden)

Fig 6.42 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 3
(KZ2 onder)

Fig 6.43 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 5
(KZ1)

Fig 6.44 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens
W-E gerichte profielen

Fig 6.45 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens

N-S gerichte profielen

Fig 6.46 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

Fig 6.47 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

Fig 6.48 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

Fig 6.49 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 5 (KZ1)

Fig 6.50 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens W-E gerichte profielen

Fig 6.51 MT3D model:simulatie 2:berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens N-S gerichte profieleen

Fig 7.1 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB23

Fig 7.2 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB24

Fig 7.3 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB25

Fig 7.4 Verband watertafel - dikte NAPL laag bij een diesel drijfslag

Fig 7.5 Verband verandering watertafel - verandering dikte NAPL laag bij een diesel drijfslag

Fig 7.6 Verband verandering watertafel - verandering dikte NAPL laag onder de bedrijfsterreinen

Fig 7.7 Resultaten van de HSSM simulatie 1

Fig 7.8 Resultaten van de HSSM simulatie 2

Fig 7.9 Resultaten van de HSSM simulatie 3

Fig 7.10 Resultaten van de HSSM simulatie 4

Fig 7.11 Resultaten van de HSSM simulatie 5

Fig 7.12 Resultaten van de HSSM simulatie 6

Fig 7.13 Resultaten van de HSSM simulatie 7

Fig 7.14 Resultaten van de HSSM simulatie 8

Fig 7.15 MOFAT model: simulatie 1: profielvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

Fig 7.16 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

Fig 7.17 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

Fig 7.18 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

Fig 7.19 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

Fig 7.20 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

Fig 7.21 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

Fig 7.22 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

Fig 7.23 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

Fig 7.24 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

Fig 7.25 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

Fig 7.26 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

Fig 7.27 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

Fig 7.28 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

Fig 7.29 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

Fig 7.30 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

Fig 7.31 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

Fig 7.32 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

Fig 7.33 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

Fig 7.34 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

Fig 7.35 MOFAT model: simulatie 1:profielvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

Fig 7.36 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

Fig 7.37 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 1 m afstand

Fig 7.38 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 2 m afstand

Fig 7.39 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 3 m afstand

Fig 7.40 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 4 m afstand

Fig 7.41 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 5 m afstand

Fig 7.42 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 6 m afstand

Fig 7.43 MOFAT model: simulatie 1:kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

op 7 m afstand

Fig 7.44 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

Fig 7.45 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

Fig 7.46 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

Fig 7.47 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

Fig 7.48 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

Fig 7.49 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

Fig 7.50 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

Fig 7.51 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

Fig 7.52 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

Fig 7.53 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

Fig 7.54 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

Fig 7.55 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

Fig 7.56 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

Fig 7.57 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

Fig 7.58 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

Fig 7.59 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

Fig 7.60 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

Fig 7.61 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

Fig 7.62 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

Fig 7.63 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

Fig 7.64 MOFAT model: simulatie 2: profielvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

Fig 7.65 MOFAT model: simulatie 2: kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

LIJST DER TABELLEN

Tabel 6.1 Plaatsen van de tijd-concentratiegrafieken

Tabel 7.1 Samenstelling van de NAPL fase in het HSSM model

Tabel 7.2 Ingevoerde parameters in de simulaties met het HSSM model

Tabel 7.3 Berekende tijden voor het oplossen van de drijfslag

1. INLEIDING

Door de firma Vft N.V. te Zelzate werd aan het LTGH (Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie) van de Universiteit Gent de opdracht gegeven een mathematische modellering uit te voeren in het kader van een "Hydrogeologische Studie van het bedrijfsterrein van Vft N.V. te Zelzate". De studie had tot doel een grondwaterstromingsmodel van het bedrijfsterrein en omgeving op te stellen aan de hand van de werkzaamheden uitgevoerd gedurende de inventariserings- en karakteriseringsfase.

De werkzaamheden omvatten o.a. het opstellen en toepassen van een grondwaterstromingsmodel en van een model dat toelaat de verspreiding van pollutanten in het grondwaterreservoir te evalueren en voorspellen. Onderhavig rapport bevat een verslag van de uitgevoerde werkzaamheden, een overzicht van de opgestelde modellen en een bespreking van de resultaten.

2. OVERZICHT VAN DE OPGESTELDE MATEMATISCHE MODELLEN

Om een beter inzicht te krijgen in de grondwaterstroming onder en rond de fabrieksterreinen , en in de verspreiding van polluerende stoffen in het grondwater gebeurt , werden van het gebied matematische modellen opgesteld. Met een mathematisch model kan zowel de grondwaterstroming als het pollutentransport met een computer berekend en nagebootst worden. Het laat toe de historische evolutie van de verontreiniging te reconstrueren , maar ook de verdere verspreiding in de toekomst te voorspellen en eventueel beperkende of remediërende maatregelen te formuleren.

Een mathematisch model bestaat enerzijds uit een rekenprogramma , en anderzijds uit een hoeveelheid gegevens , die in het rekenprogramma moeten ingevoerd worden en die de hydrogeologische situatie beschrijven. Deze gegevens hebben betrekking op de geometrie en hydraulische karakterisatie van het grondwaterreservoir , de randvoorwaarden en kenmerken van de stoffen en processen die de verspreiding in het reservoir bepalen.

Omdat in het kader van deze studie verschillende aspecten van de grondwaterverontreiniging tot de problematiek behoren , werden ook verschillende mathematische modellen opgesteld en toegepast. In de volgende hoofdstukken zullen de verschillende modellen in detail besproken worden , hier volgt een overzicht van de belangrijkste mogelijkheden van de diverse modellen.

In een eerste stap werd een grondwaterstromingsmodel opgesteld. Een dergelijk model laat toe de grondwaterstroming binnen een vooraf gekozen gebied te simuleren door in een netwerk de grondwaterstijghoogten in het reservoir te berekenen. Aan de hand van deze stijghoogten kan de stromingsrichting en -snelheid afgeleid worden. Aangezien onder het fabrieksterrein verschillende lagen kunnen onderscheiden worden (KZ1 , KZ2 en KL) werd een model gebruikt dat een meerlagig reservoir kan simuleren. In deze studie werd hiervoor het **MODFLOW** model gebruikt.

In een tweede fase werd het MODPATH programma gebruikt. Dit programma laat toe , vertrekkende van de resultaten van MODFLOW , om stroomlijnen te tekenen. Deze stroomlij-

nen tonen waarheen waterdeeltjes zullen stromen en hoelang ze onderweg zijn. Hiermee kon onderzocht worden waarheen het water dat op de fabrieksterreinen infiltreert, stroomt.

In een derde fase werd het transportmodel **MOC** toegepast. Hiermee kon op een snelle manier het pollutenttransport langs een stroomlijn gesimuleerd worden. Uit deze simulaties kon vastgesteld worden hoe diverse parameters en processen, zoals dispersie, verval en adsorptie de concentratieverspreiding beïnvloeden.

In een vierde fase werd het pollutenttransport meer in detail met een driedimensioneel model onderzocht. Hiervoor werd het programma **MT3D** gebruikt. Dit vertrekt van de met **MODFLOW** berekende stromingen om de verspreiding van in het grondwater opgeloste stoffen te berekenen.

In een vijfde fase werd de verspreiding van de onder de fabrieksterreinen voorkomende drijf-laag in detail bekeken. Met het **HSSM** en **MOFAT** model werd nagegaan hoe een dergelijke drijf-laag ontstaat en evolueert in de tijd. Het **MOFAT** model is een tweedimensionaal model dat volgens verticale doorsneden de verspreiding van de waterfase (grondwater), **NAPL**-fase (drijf-laag) en gasfase (bodemlucht) simuleert, het **HSSM** werkt op basis van enkele vereenvoudigde analytische formules.

Een gedetailleerde beschrijving van de modellen is te vinden in de verschillende hoofdstukken en in de gebruikershandleidingen van de modellen zelf die in de referentielijst zijn opgenomen.

3. HET MODFLOW MODEL

3.1 Beschrijving van het model

Voor de berekening van de grondwaterstroming werd het programma MODFLOW gebruikt (Mc DONALD & HARBAUGH, 1988). Voor een uitgebreide beschrijving van de werking van het model wordt verwezen naar de gebruikershandleiding. Het berekent de stijghoogten en grondwaterstromingen in een meerlagig reservoir en is gebaseerd op de eindige-verschil methode. Het is modulair opgebouwd, waardoor het programma door keuze van juiste modules aan het te simuleren probleem kan worden aangepast. Hier werd gebruikt gemaakt van de modules BAS1, BCF1, GHB1, RCH1, RIV1, SIP1 en VSW1.

Het model gebruik een rechthoekig netwerk. Dit betekent dat het modelgebied wordt ingedeeld in een aantal cellen die volgens een reeks kolommen en rijen zijn gerangschikt. Elke cel is rechthoekig van vorm en grenst aan vier naburige cellen (behalve de buitenste rijen en kolommen). De gegevens worden steeds per cel ingevoerd en zijn representatief voor de gehele cel. De resultaten worden eveneens per cel berekend.

3.2. Het modelnetwerk

3.2.1 Ligging van het modelgebied

De keuze van de begrenzing van een modelgebied gebeurt op basis van hydrogeologische criteria. De randen moeten zo gekozen worden, dat de grondwaterstromingen op of over deze grenzen gekend zijn of zo goed mogelijk kunnen ingeschat worden. Kanalen, waterlopen, waterscheidingskammen en gebieden die op een vast peil worden gehouden (b.v. polders) vormen een goede keuze. In andere gevallen moet ofwel de stijghoogte aan de rand ofwel het grondwaterstromingsdebiet over deze rand in het model worden ingevoerd. Daarom wordt vaak het modelgebied groter gekozen dan het eigenlijke terrein van onderzoek. Onzekere randvoorwaarden die te dicht bij het terrein van onderzoek liggen kunnen de berekende grondwaterstroming te sterk beïnvloeden.

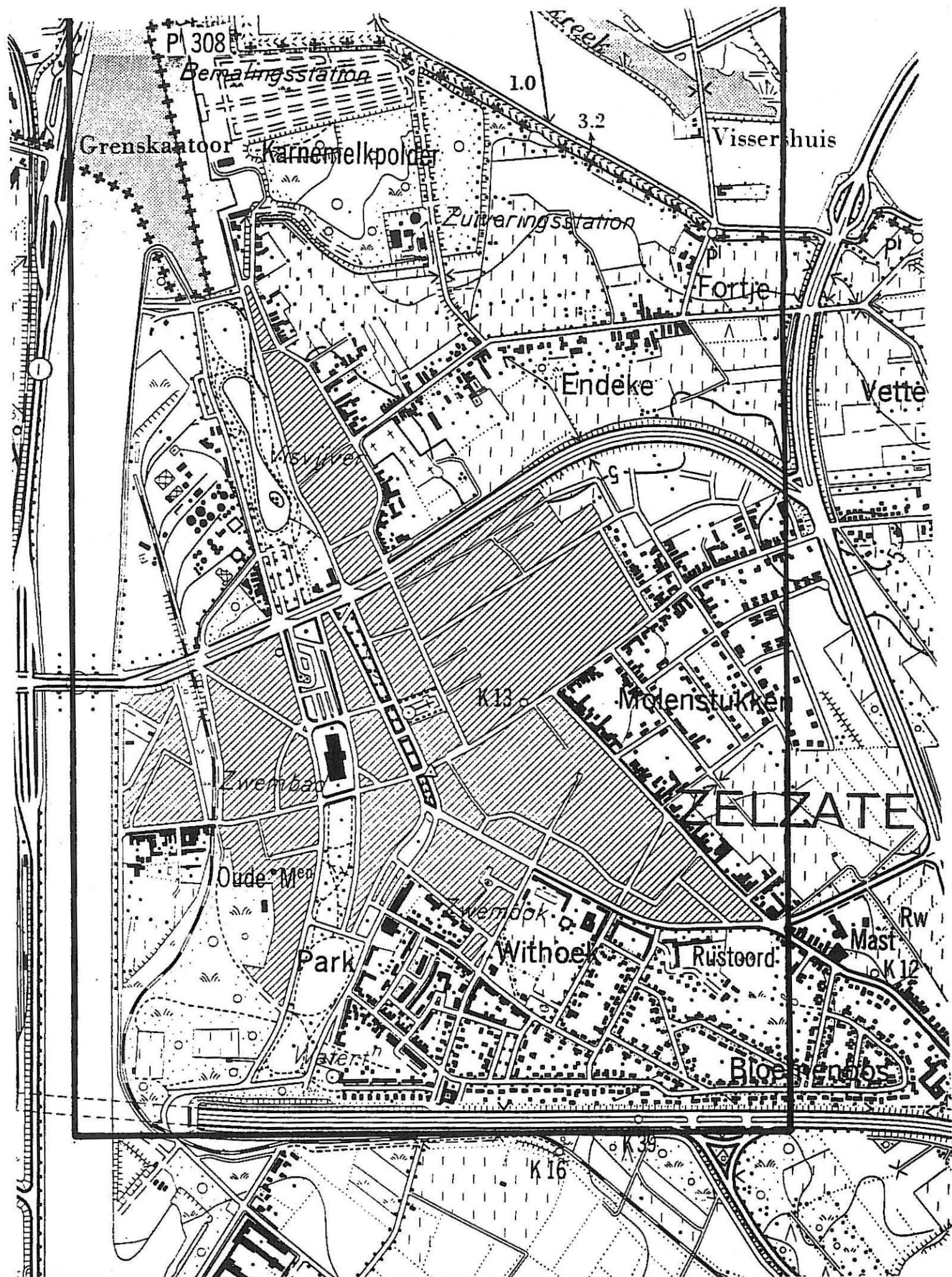


Fig. 3.1 Ligging en begrenzing van het modelgebied

Het gekozen modelgebied (Fig 3.1) ligt volledig op de rechteroever van het zeekanaal Gent-Terneuzen. De westgrens ligt nabij het midden van het kanaal. De zuidgrens ligt op een lijn ter hoogte van de tunnel onder het zeekanaal en volgt ongeveer de rijksweg. De noordgrens ligt nabij grenspaal 308 van de de Belgisch-Nederlandse grens en loopt in oostelijke richting tot voorbij het Vissershuis nabij de Canisvlietse Kreek. De oostgrens van het model werd gekozen op basis van de stijghoogtekaarten van de Gentse kanaalzone (1983) en loopt ten oosten van de wijken Fortje , Molenstukken en Rustoord. Een groot deel van het centrum van Zelzate valt binnen het modelgebied.

3.2.2 Indeling van het modelnetwerk

In het netwerk werd het modelgebied ingedeeld in 60 kolommen en 96 rijen (Fig 3.2). Elke cel is 25 m lang en breed. Zowel het MODFLOW als het MT3D model gebruiken hetzelfde modelnetwerk

3.2.3 Hydrogeologische schematisering in het mathematisch model

Het grondwaterreservoir werd in het model geschematiseerd tot 5 lagen (Fig 3.3). De kwartaire afzettingen kunnen in het gebied ingedeeld worden in een bovenste zandpakket (KZ2) en een onderste zandpakket (KZ1) , gescheiden door een slechtdoorlatende leemlaag (KL). De bovenste zandlaag werd in het model onderverdeeld in 3 afzonderlijke lagen. De leemlaag KL vormt de vierde laag in het model en de onderste zandlaag (KZ1) de vijfde laag. In het model is met de werkelijke dikten van de lagen rekening gehouden. Deze is afgeleid uit de boringen die binnen de fabrieksterreinen werden uitgevoerd , aangevuld met gegevens van boringen van een vroegere studie (DE BREUCK, e.a.,1983).

Van de onderste laag KZ1 (Fig 3.4) en de leemlaag KL (Fig 3.5) zijn de dikten voorgesteld. Van de bovenste laag KZ2 (Fig 3.6) wordt de basis gegeven. De verzadigde dikte van deze laag wordt bepaald door de stand van de watertafel en door het model zelf berekend.

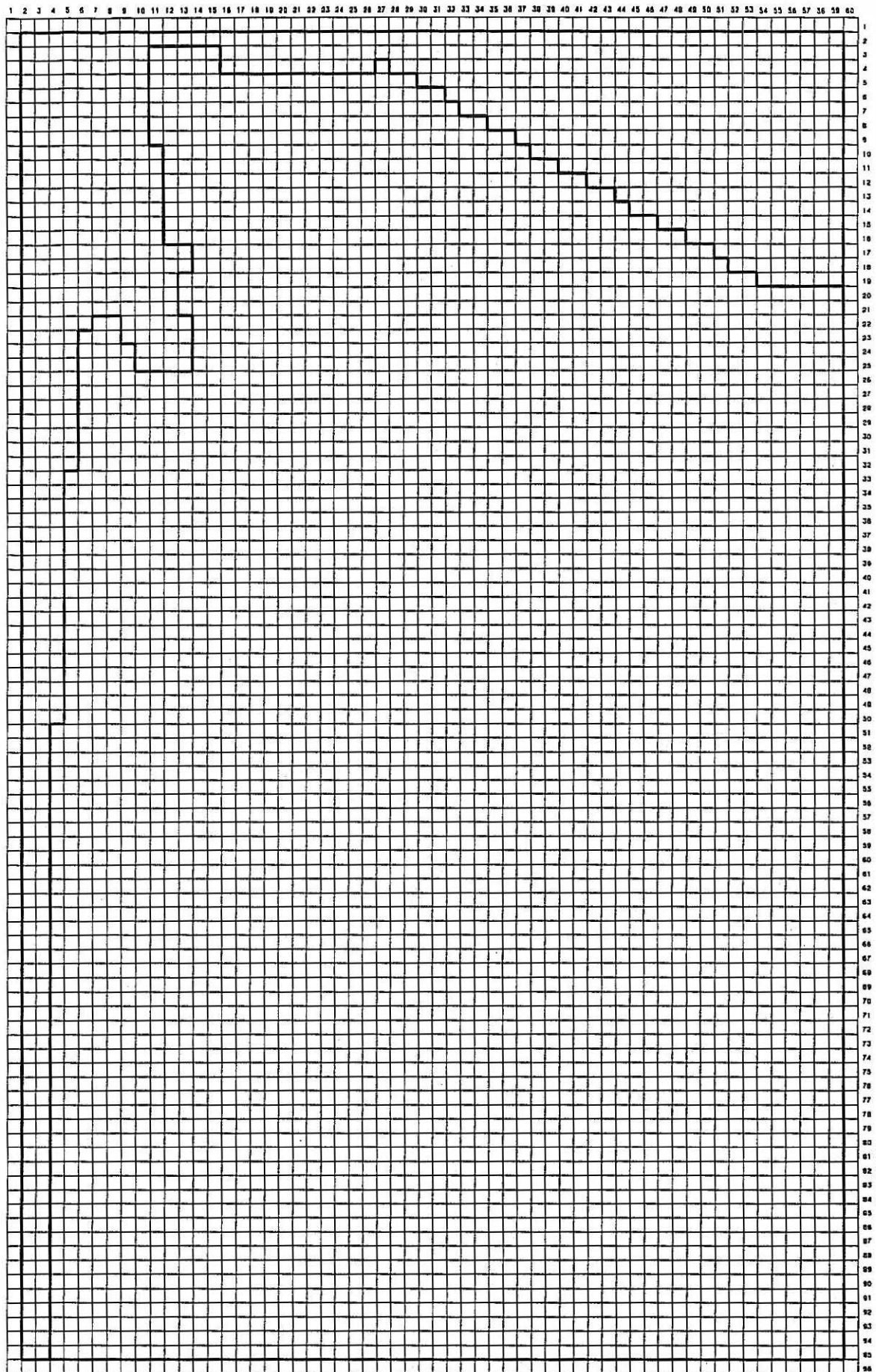


Fig. 3.2 Modelnetwork

HYDROLITOLOGISCHE SCHEMATISERING

LAGEN IN MODFLOW EN MT3D MODEL

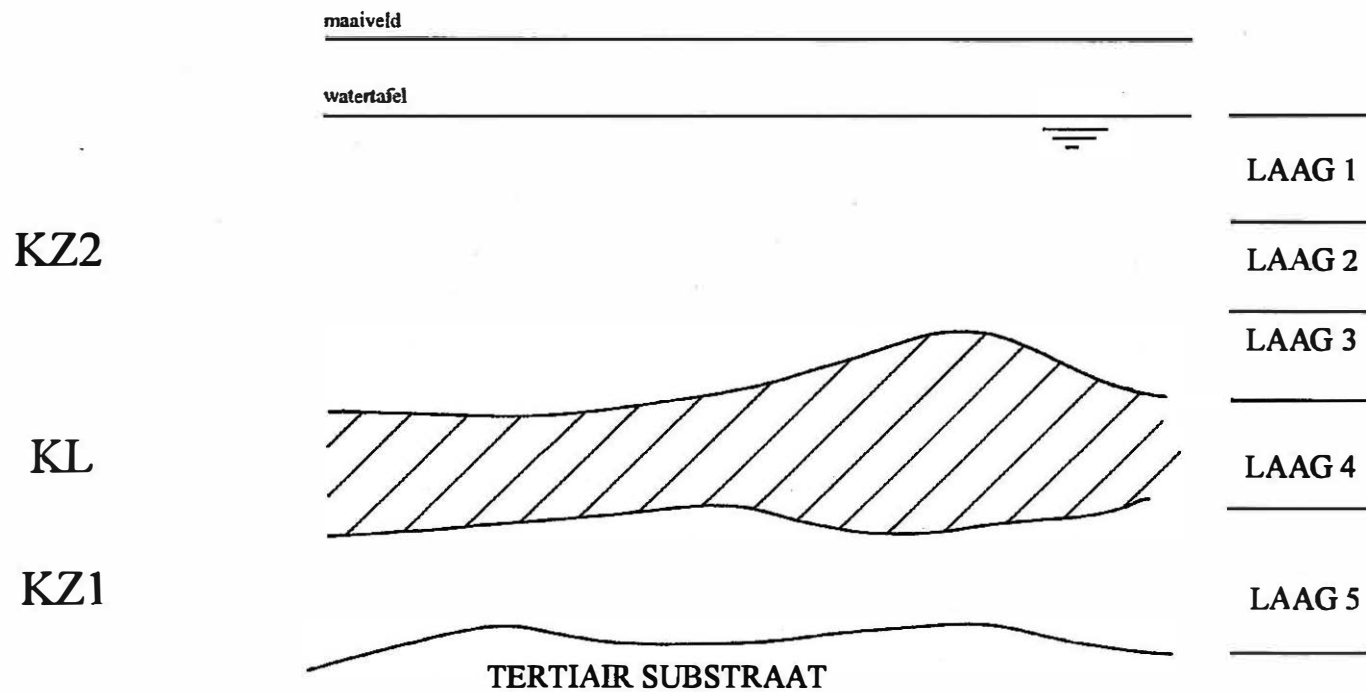


Fig. 3.3 Schematisering van het grondwaterreservoir in de modellen MODFLOW en MT3D

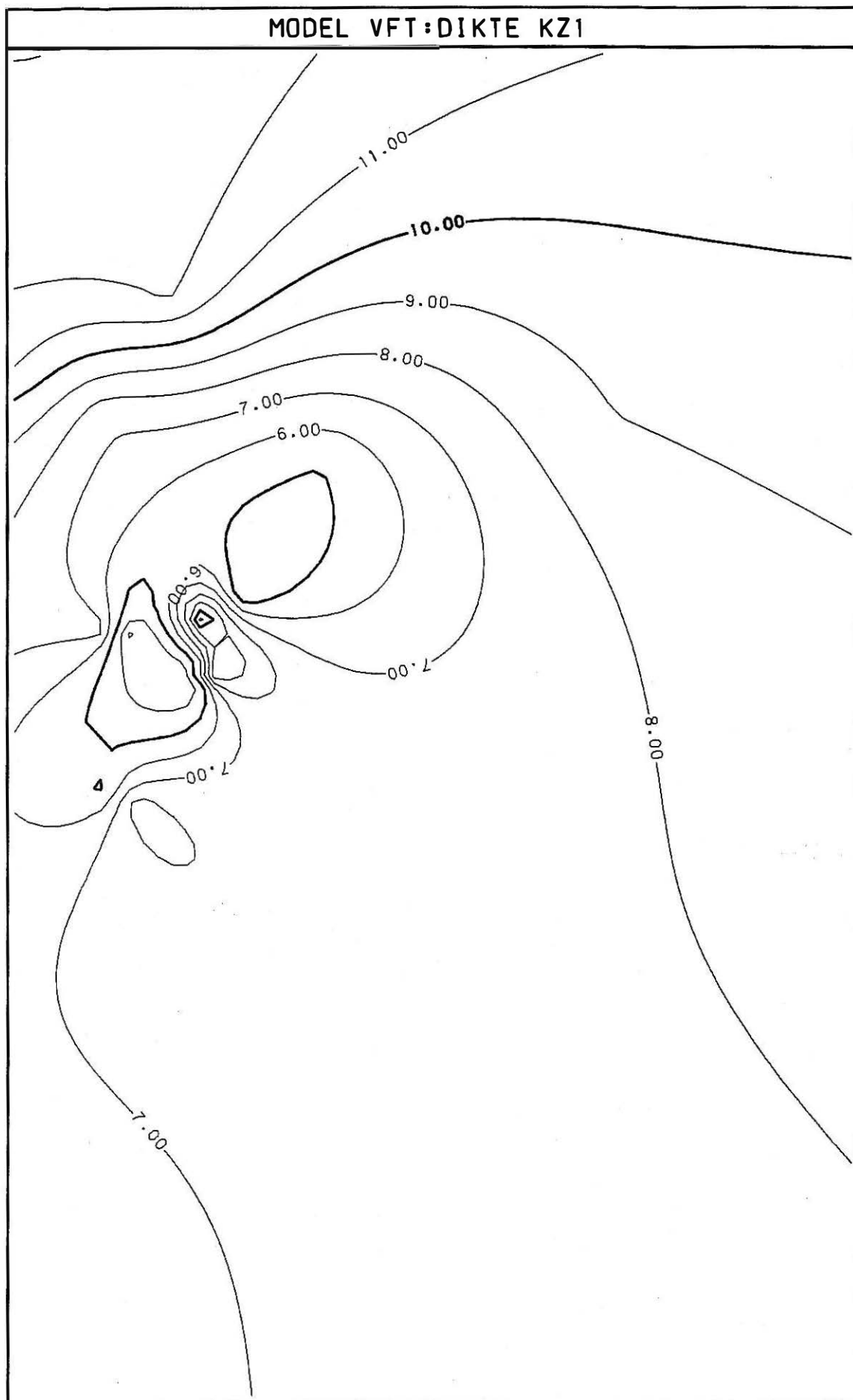


Fig. 3.4 Dikte van de onderste watervoerende laag KZ1

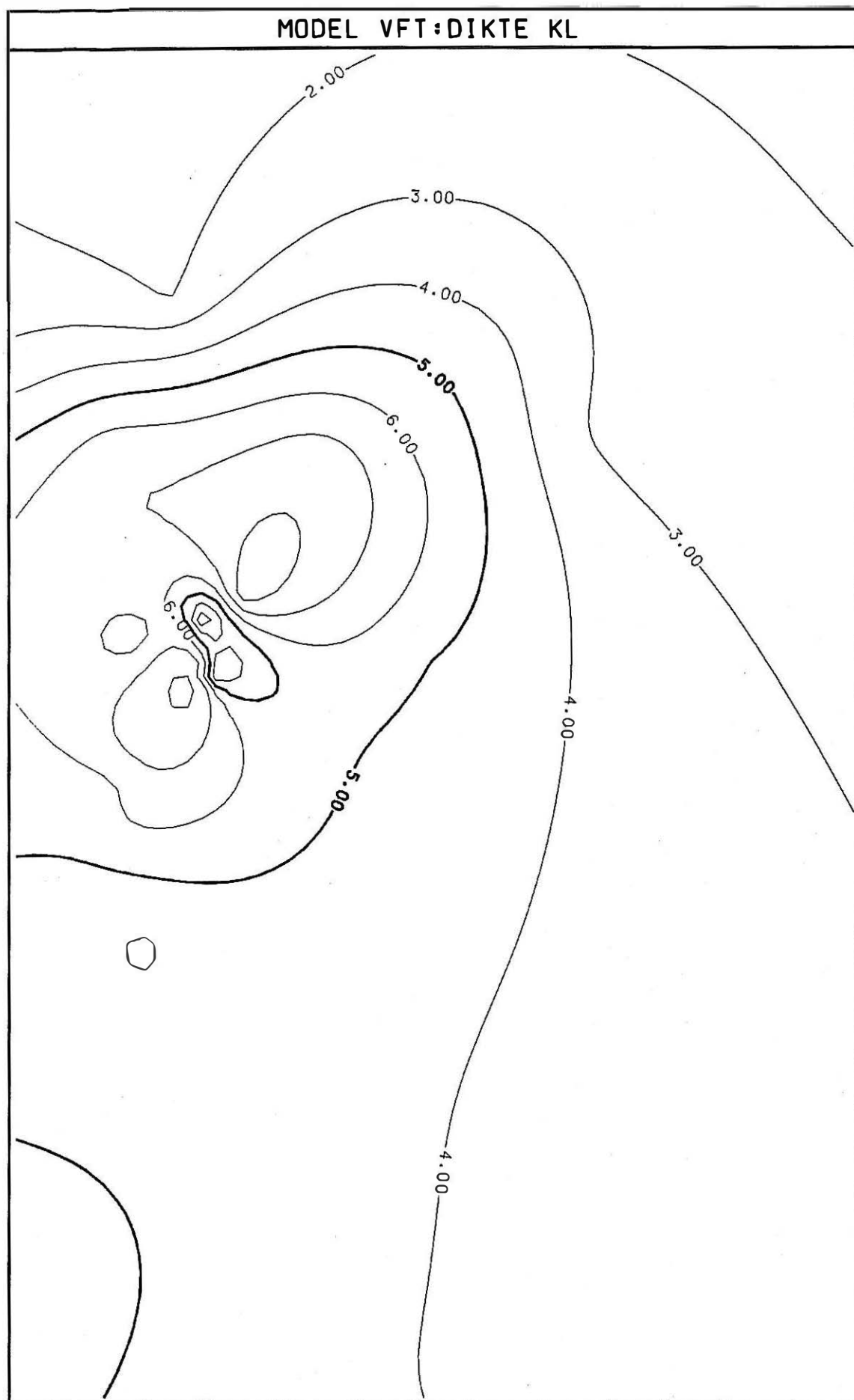


Fig. 3.5 Dikte van de slechtdoorlatende laag KL

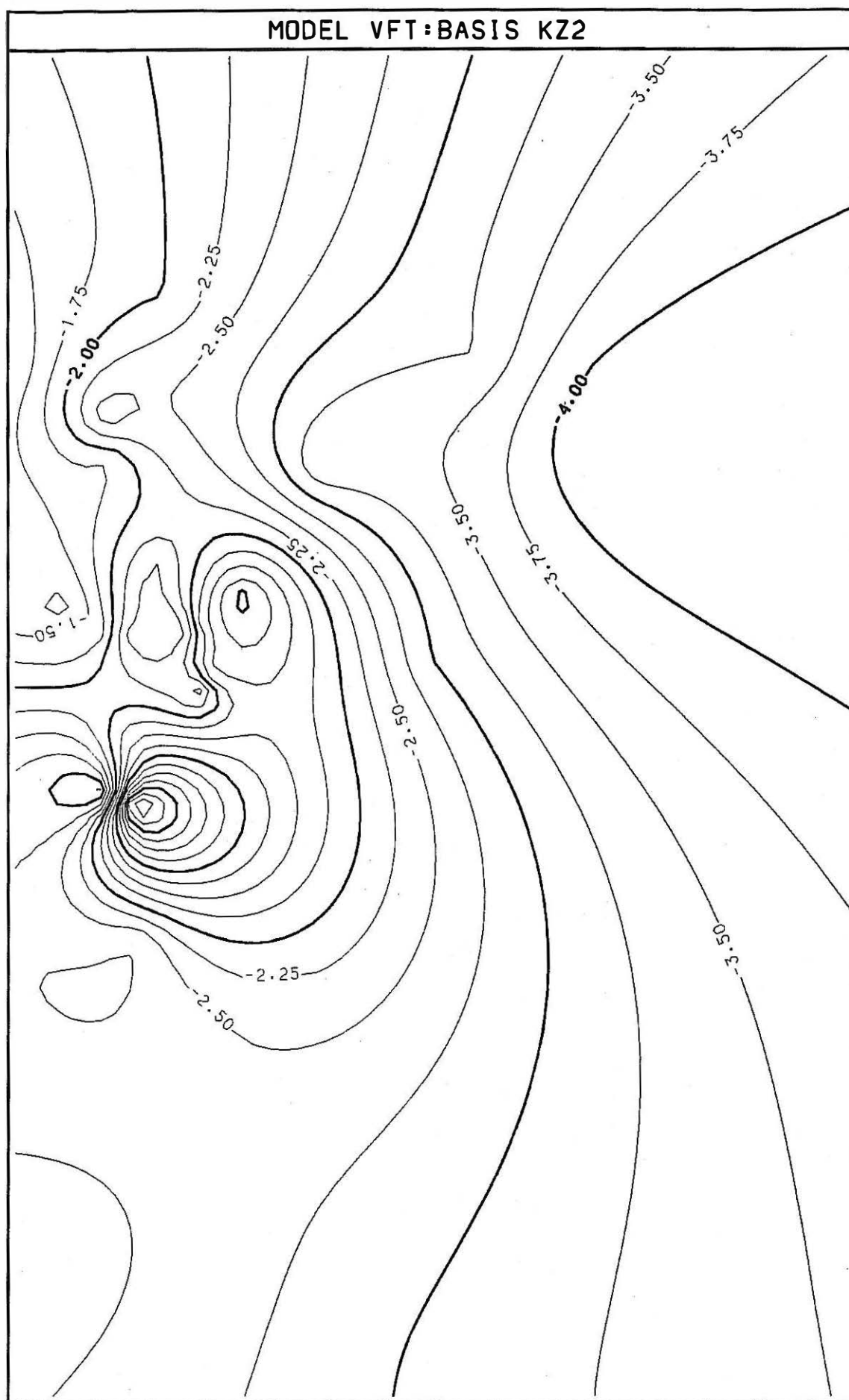


Fig. 3.6 Basis van de watervoerende laag KZ2

3.3 Ingevoerde gegevens

De ingevoerde hydraulische doorlatendheden werden afgeleid uit proeven die vroeger in de omgeving van het studiegebied zijn uitgevoerd. De gebruikte waarden kunnen gelden als geschatte representatieve gemiddelde waarden voor de beschouwde lagen in het gebied. Het bovenste zandpakket (KZ2), de lagen 1, 2 en 3 heeft een doorlatendheid van 4 m/d. De onderste zandlaag (KZ1), de vijfde laag, heeft een doorlatendheid van 13 m/d. De slechtdoorlatende laag KL, laag 4, werd een zeer kleine horizontale doorlatendheid gegeven (0.01 m/d) aangezien de grondwaterstroming hier vooral verticaal gebeurt. De leemlaag heeft een hydraulische weerstand van 200 d per meter dikte.

Volgende gebieden werden als vaste stijghoogtecellen in het model ingevoerd:

1° Het kanaal werd in het model ingevoerd als cellen op een vast peil van +4.45. Dit is het streefpeil waarop het kanaal Gent-Terneuzen gehouden wordt. Aangezien het kanaal 13.5 m diep is werden deze vaste stijghoogten zowel in de laag KZ2 als KZ1 aangehouden.

2° De polders in het noorden van het modelgebied zijn als vaste stijghoogtecellen ingevoerd. Het peil van deze cellen wordt in de bovenste laag konstant op +2.50 gehouden.

3° Langs het westelijk gedeelte van de zuidgrens bevindt zich de tunnel onder het zeekanaal. Door de tunneldrainage treedt hier een verlaging van de watertafel op. Aangezien stijghoogtemetingen in de onmiddellijke omgeving van de tunnel ontbreken werd het drainageniveau geschat a.h.v. gegevens rond de tunnelingang op de westelijke kanaaloever. De cellen kregen een vaste stijghoogte tussen +3.00 en +3.70.

De ligging van de ingevoerde vaste stijghoogtecellen is aangegeven op fig 3.7.

Aangezien ten noordoosten van het modelgebied de St-Francisspolder ligt, is er waarschijnlijk dat er een stroming in noordoostelijk richting naar dit laag gelegen gebied. Deze stroming, die over de oostgrens het modelgebied verlaat werd geschat op 2.5 m³/d per cel langsheen de grens.

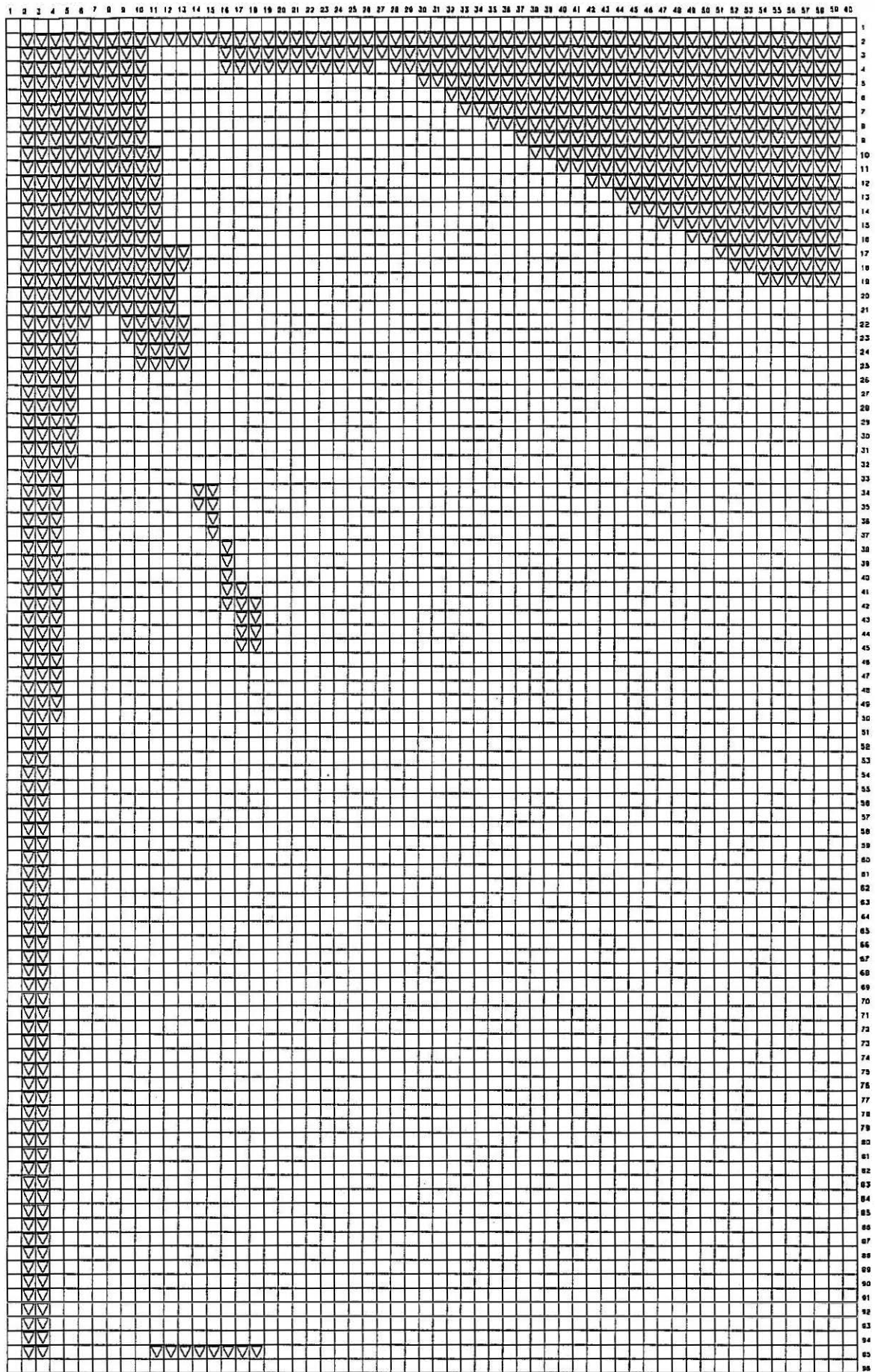


Fig.3.7 Ligging van vaste stijghoogtecellen in het modelnetwerk

De nuttige neerslag op het modelgebied bedraagt 200 mm per jaar. Deze waarde werd bepaald tijdens de ijking van het model. Boven het bebouwde centrum van Zelzate werd deze waarde gehalveerd omdat hier een groot deel van het neerslagwater door het rioolstelsel wordt afgevoerd en dus niet in de bodem dringt. De begrenzing van deze zone is afgeleid van de topografische kaart. De uitbreiding van deze zone is aangegeven op fig 3.8

De kademuren langsheen het kanaal Gent-Terneuzen werden als een slechtdoorlatende wand in de lagen 1,2,3 en 5 in het model aangebracht. De doorlatendheid van de wand werd tijdens de ijking van het model bepaald. De ingevoerde transmissiviteit bedraagt 1 m²/d ten noorden van rij 40 en 0.25 m²/d ten zuiden van rij 40.

3.4 IJking van het model

Tijdens de ijking van een model worden ingevoerde parameters aangepast door berekende stijghoogten met waarnemingen te vergelijken en op basis hiervan aanpassingen uit te voeren. Na een herberekening met het model kunnen de nieuwe berekende stijghoogten opnieuw vergeleken worden met de waarnemingen en kan de cyclus herbeginnen. Bij vergelijking met waarnemingen moet voor ogen worden gehouden dat stijghoogten seizoenfluctuaties vertonen en dat er drogere en nattere jaren afwisselen. Meestal wordt maar gedurende een beperkte periode metingen verricht. De gemiddelde stijghoogten over de meetperiode kunnen daardoor afwijken van het gemiddelde op lange termijn (b.v. van de laatste 10 jaar). Toch zal de verspreiding van pollutanten in een reservoir, een proces dat zich over vele jaren uitstrekt, vooral door het gemiddeld stromingspatroon bepaald worden. Men kan stellen dat hoe langer de waarnemingsperiode is, hoe beter de gemeten gemiddelden bij de werkelijk gemiddelde stijghoogten zullen aanleunen.

Tijdens de ijking werden volgende invoergegevens aangepast:

1° De nuttige neerslag werd op 200 mm ingeschat. Deze waarde werd geschat door de berekende stijghoogten in de zuidoosthoek van het modelgebied te vergelijken met de gemiddelde stijghoogten in de oude peilbuis RO3.4 - F2. deze peilbuis was ongeveer 200 m ten zuiden van de zuidrand van het model gelegen en had in de periode 1982 - 1987 een gemiddelde stijg-

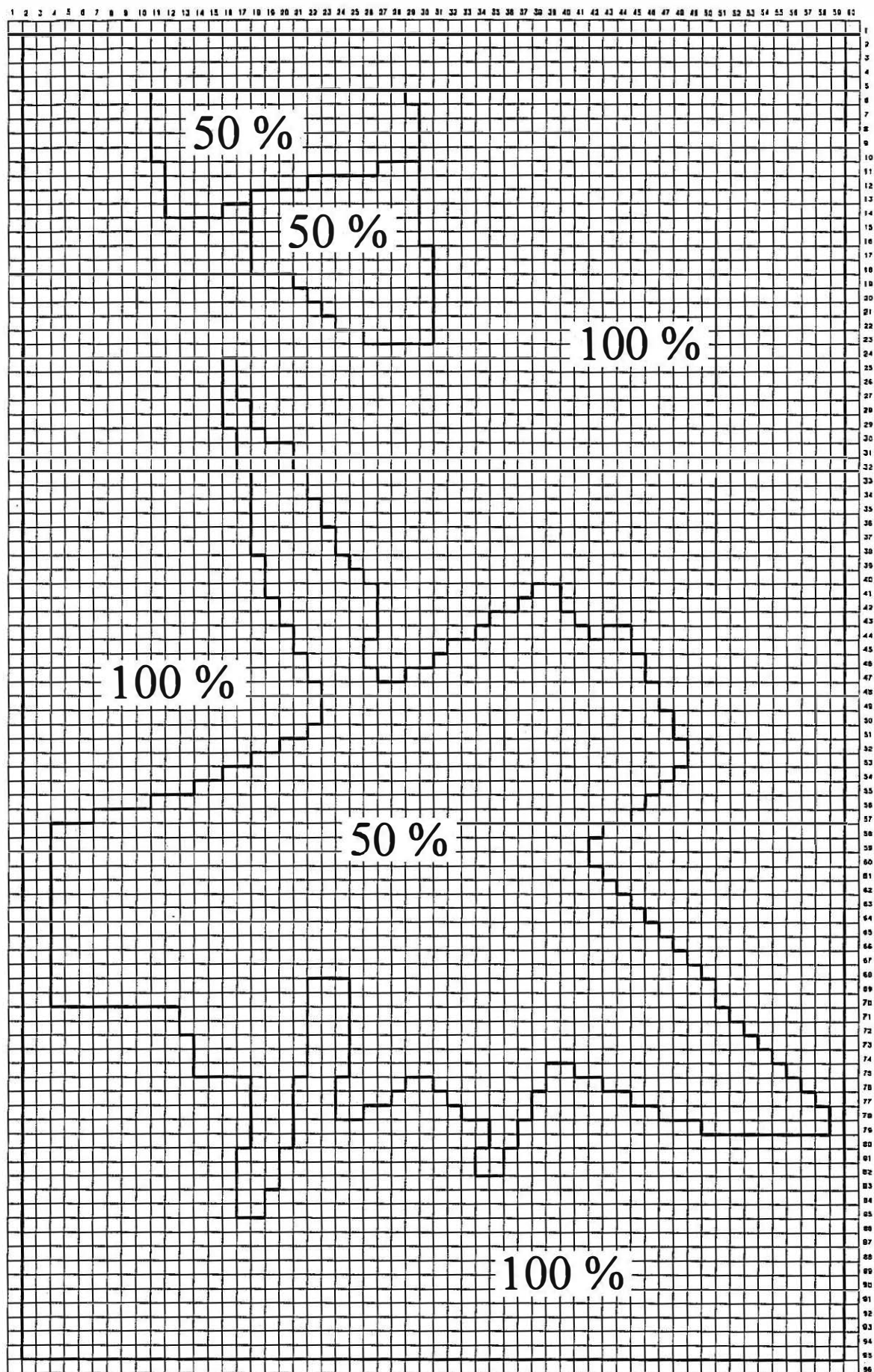


Fig. 3.8 Ingevoerde nuttige neerslag

hoogte van +6.19. Aangezien de algemene grondwaterstroming in dit gebied van zuid naar noord verloopt, zullen de stijghoogten nabij de zuidrand van het model ongeveer +6 bedragen. De berekende stijghoogte nabij de zuidrand wordt vooral bepaald door de nuttige neerslag. Deze kan dan door vergelijking van de berekende met de gemeten waarden ingeschat worden.

2° De doorlatendheid van de kanaalwand werd bepaald door de waargenomen peilverschillen tussen het kanaal en dichtbijgelegen peilbuizen te vergelijken met de berekende verschillen. Hierbij werd vooral peilbuis SB1 gebruikt. Het gemiddelde in deze peilbuis ligt wel wat hoog omdat er niet in de zomer van 1994 is gemeten, maar wel in de winter van 1994 op 1995, zodat bij het gemiddelde de winterstanden doorwegen. Tussen het kanaal en het waterpeil in SB1 bedraagt het peilverschil meestal meer dan een halve meter, wat wijst op een grote weerstand van de kaaimuren.

3.5 Resultaten

Met het MODFLOW model werd de permanente toestand ("steady state") van het grondwaterreservoir berekend. Deze komt overeen met de gemiddelde situatie.

De berekende stijghoogten in de lagen 1,2,3 en 5 zijn voorgesteld d.m.v. isolijnen (Fig 3.9 t.e.m. 3.12). De grondwaterstroming gebeurt loodrecht op deze lijnen en is voorgesteld met vectoren. Deze vectoren geven de richting van de grondwaterstroming aan, hun lengte is evenredig met de grondwatersnelheid. De lengte wordt verkregen door de snelheid te vermenigvuldigen met een tijdsduur. De pijl geeft dan de verplaatsing van het grondwater gedurende deze tijdsperiode weer.

De resultaten van laag 4, de leemlaag KL, zijn niet voorgesteld aangezien in deze slechtdoorlatende laag de stroming hoofdzakelijk verticaal gebeurt en er bijna geen horizontale stroming voorkomt.

3.6 Conclusies en opmerkingen

1° Het algemene stromingspatroon is van zuid naar noord gericht. Het zuiden van het model-

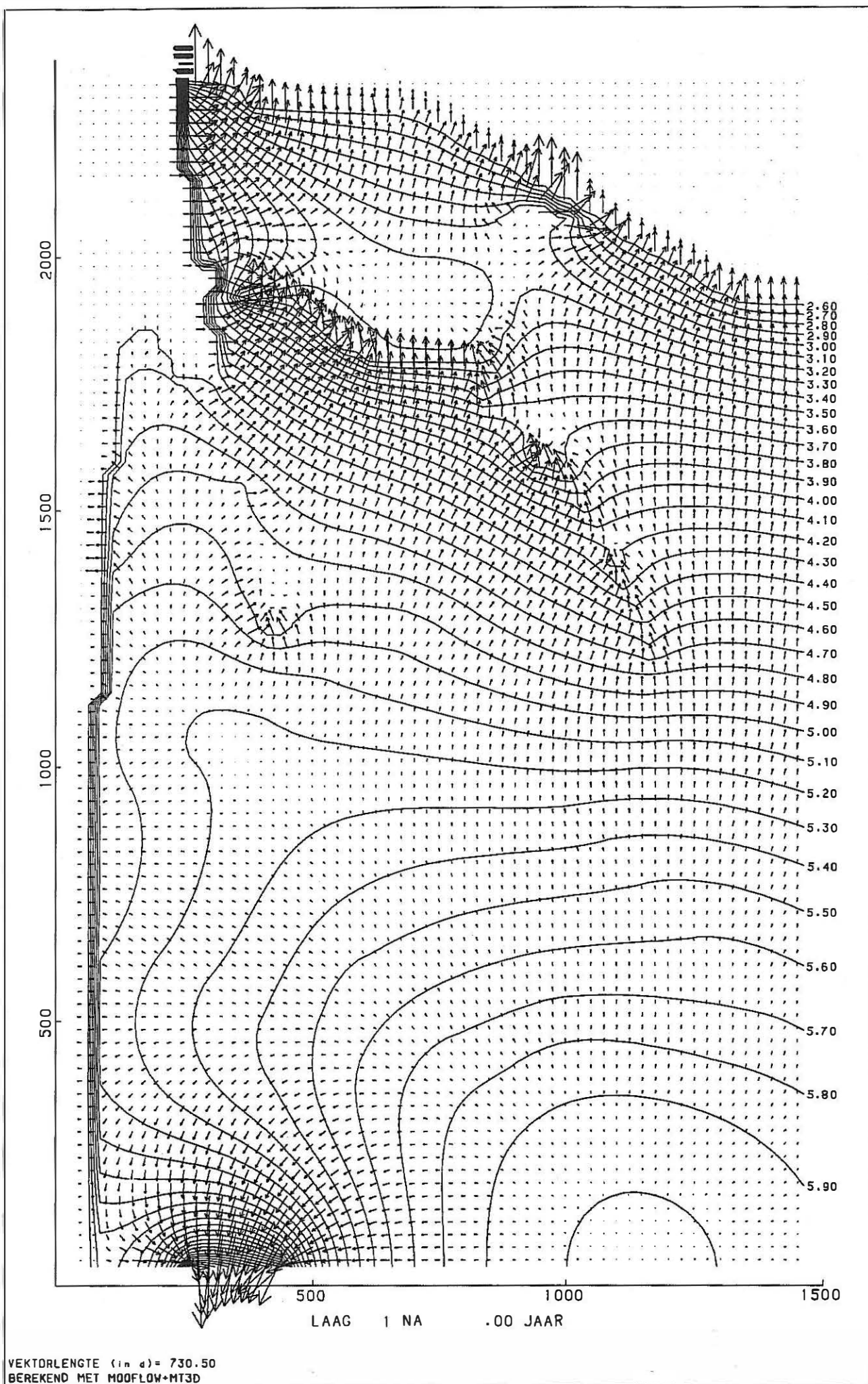


Fig. 3.9 MODFLOW model : berekende stijghoogten in de laag 1 (KZ2 boven)

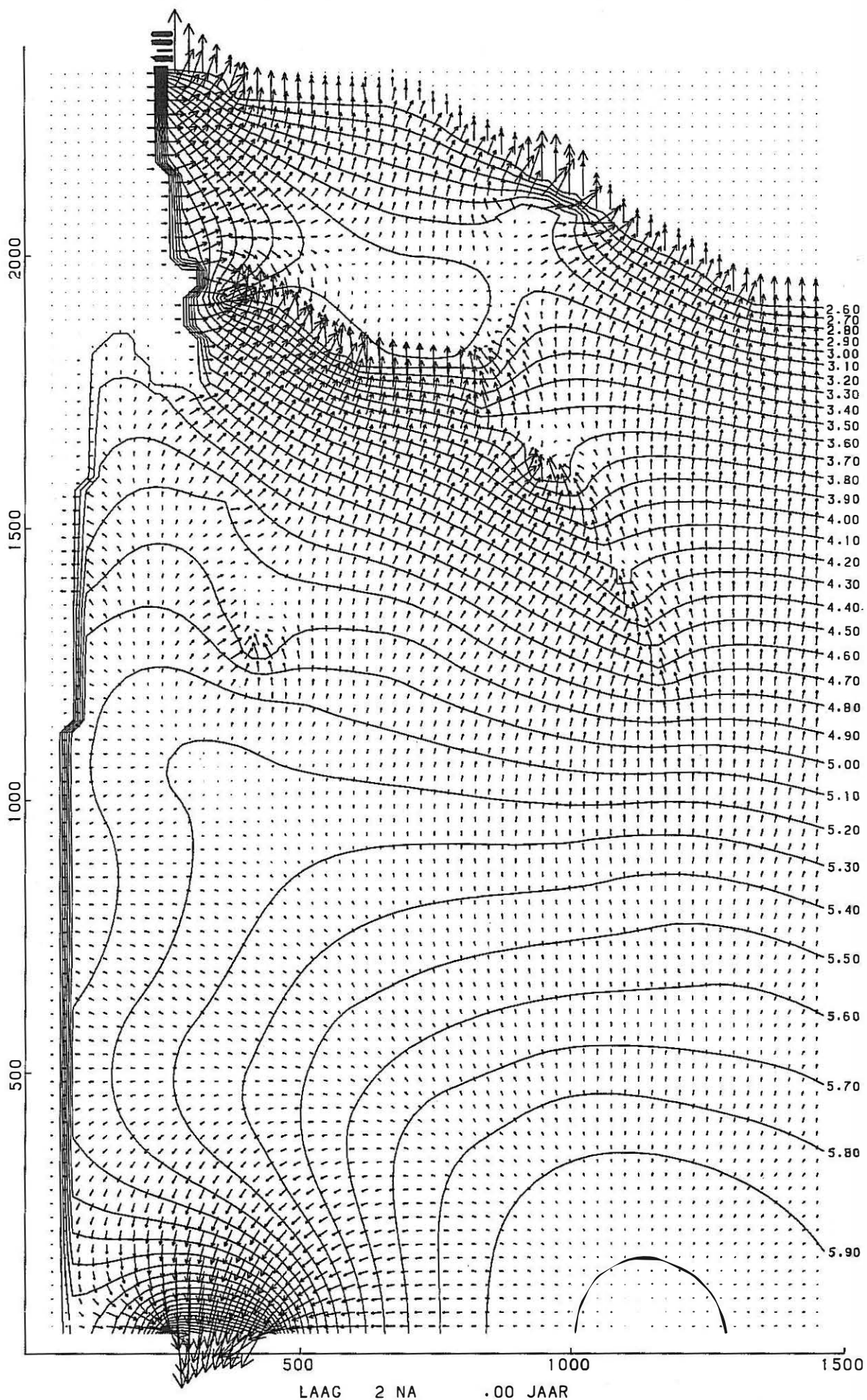


Fig. 3.10 MODFLOW model : berekende stijghoogten in de laag 2 (KZ2 midden)

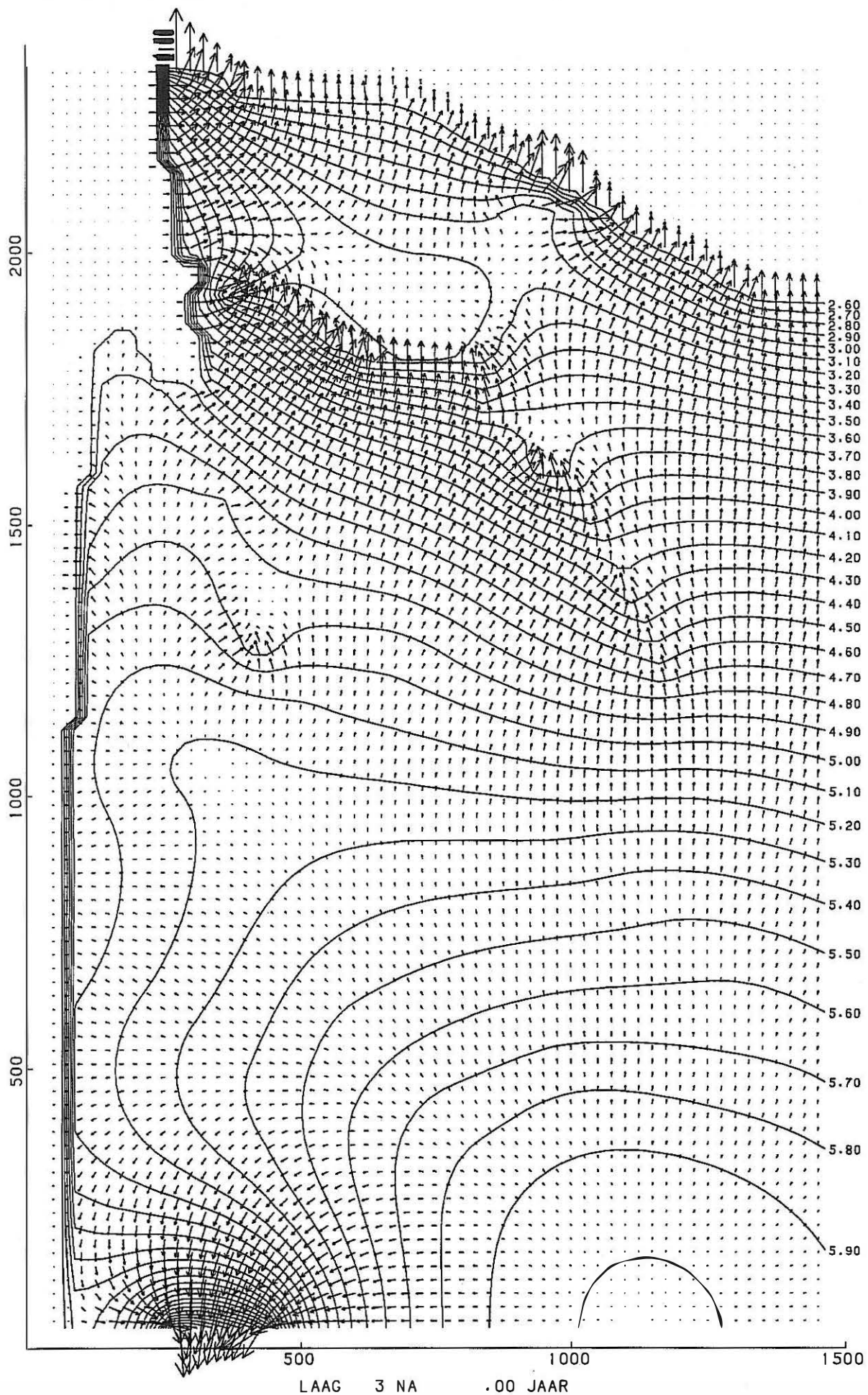


Fig. 3.11 MODFLOW model : berekende stijghoogten in de laag 3 (K22 onder)

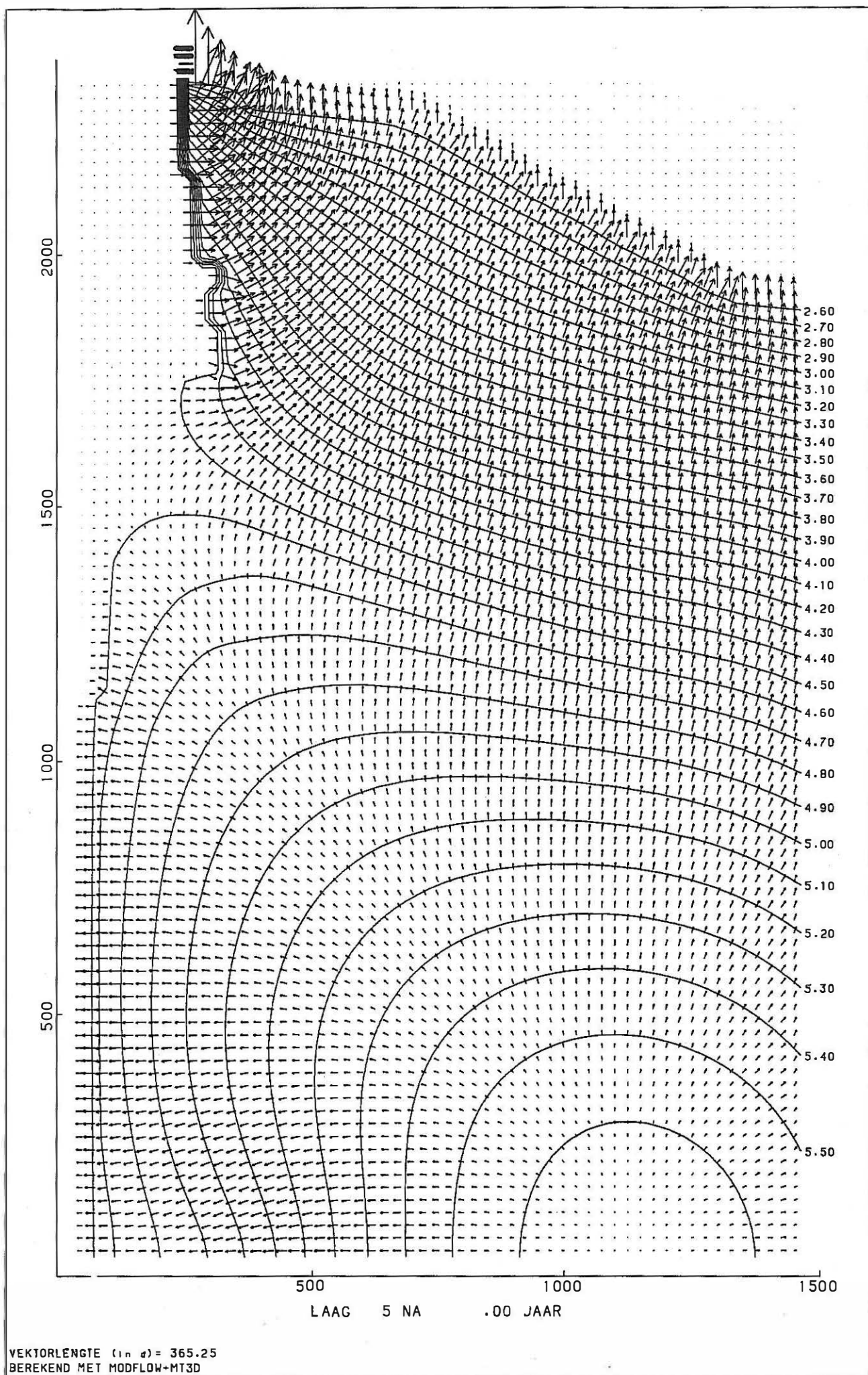


Fig. 3.12 MODFLOW model : berekende stijghoogten in de laag 5 (KZ1)

gebied ligt op de flank van een oude stuifzandrug die topografisch hoger gelegen is. Van hieruit is de algemene stroming naar de polders in het noorden. Doordat het gebied langs de westgrens noord-zuid doorsneden wordt door het zeekanaal Gent-Terneuzen, dat min of meer op een vast peil wordt gehouden, gebeurt de stroming in de omgeving van het kanaal naar het westen. Langsheen de oostgrens wordt een kleine stromingscomponent naar het oosten aangenomen, naar de Francispolder toe. Lokale afwijkingen op dit algemeen stromingspatroon worden veroorzaakt door de drainage van de tunnel onder het zeekanaal nabij de zuidrand en door de aanwezigheid van enkele grachten ten noordoosten van Zelzate. Deze lokale afwijkingen komen enkel voor in de laag KZ2, niet in de laag KZ1.

2° Onder de fabrieksterreinen is de voornaamste stroming van zuid naar noord gericht. Langsheen het kanaal is de stroming naar het kanaal gericht. In het zuidoosten van het terrein stroomt het water naar de visvijver toe. In het noordoosten, tussen de visvijver en de inham van het zeekanaal, vindt er een stroming plaats in de richting van de Karnemelkpolder.

3° In de laag KZ2 is de invloed van de aanwezigheid van de visvijver op het stromingspatroon merkbaar. Rond de zuidelijke helft van de visvijver is de stroming naar de vijver gericht. Vanuit de noordelijke helft is er een uitstroming naar het noordoosten toe.

4° Onder de oude Karnemelkpolder komt er in de bovenste laag KZ2 een waterscheidingskam voor: onder de zuidelijke helft vindt er stroming plaats naar de gracht langs de zuidrand, onder de noordelijke helft naar de polders in het noorden. De aanwezigheid en ligging van deze waterscheiding wordt mede bepaald door het waterpeil in de gracht. Deze is geschat en niet gemeten. In de laag KZ1 komt deze waterscheiding niet voor.

5° In de laag KZ2 is ook de invloed te zien van enkele grachten die in het model opgenomen zijn. De gegevens hiervan (ligging en waterpeilen) zijn afgeleid en geschat a.h.v. de topografische kaart en niet gebaseerd op metingen en waarnemingen.

6° Tussen het kanaal en het reservoir komt een stijghoogteverschil voor, te merken aan een verdichting van het stijghoogtelijnenpatroon langsheen de oever. Tussen het kanaalpeil en de gemiddelde waterstanden in peilbuis SB4 (dicht bij het kanaal gelegen) bedraagt het verschil

meer dan een halve meter. Dit wijst op een redelijk grote intreeweerstand van de kaaimuren. Deze werd tijdens de calibratie van het model geschat.

4. HET MODPATH PROGRAMMA

4.1 Beschrijving van het programma

Het MODPATH programma is een programma dat toelaat stroomlijnen en reistijden van waterdeeltjes te berekenen , vertrekkende van de resultaten van het MODFLOW model. Deze stroomlijnen geven een indicatie over de mogelijke verspreiding van een verontreiniging. Hiertoe worden de deeltjes door het programma bewogen volgens de berekende grondwaterstromingssnelheden. Hierbij wordt enkel rekening gehouden met advectief transport en niet met menging door dispersie. Hierdoor zijn de rekentijden veel korter dan bij transportmodellen waar wel met dispersie wordt rekening gehouden. Het optreden van dispersieprocessen (zie hoofdstuk 5) in realiteit kan voor afwijkingen tussen de hier berekende stroombanen en waargenomen concentraties leiden. Deze afwijkingen kunnen o.a. zijn:

1° Langs een bepaalde stroomlijn kan een stof zich sneller verplaatsen dan berekend volgens MODPATH. In plaats van een scherp front zal zich een geleidelijke overgangszone ontwikkelen. Dit wordt veroorzaakt door de zgn. longitudinale dispersie.

2° Een stof kan zich ook gaan verspreiden naast een stroombaan door de zgn. transversale dispersie. Hierdoor zal de verspreiding van de stof niet beperkt blijven tot de zone die door het MODPATH programma aangegeven wordt , maar ook in de aangrenzende zone voorkomen.

Het eerste verschijnsel is belangrijker dan het tweede. De resultaten van het MODPATH programma moeten dus met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.

Het MODPATH programma werd gekoppeld aan een grafisch uitvoerprogramma om de stroomlijnen voor de stellen. Deze stroomlijnen zijn driedimensionaal en kunnen best voorgesteld worden volgens een bovenzicht op een kaart of volgens zij aanzichten in profielen. Op de lijnen is door middel van driehoeken aangegeven wanneer een stroomlijn een bepaalde laag verlaat en in een onder- of bovenliggende laag terechtkomt. Een opwaartse driehoek betekent dat de stroomlijn naar een bovenliggende laag beweegt , een neerwaartse driehoek dat de stroomlijn in een onderliggende laag terechtkomt.

Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar de gebruikershandleiding (POLLOCK, 1989)

4.2 Ingevoerde gegevens

De ingevoerde gegevens zijn overgenomen van het MODFLOW model. Voor de waterdoorlatende porositeit van de lagen werd 0.38 genomen. Bij de toepassing van het programma moet worden opgegeven waar er in het modelgebied deeltjes vertrekken. Er werden drie berekeningen met het programma uitgevoerd waarbij in elke cel van het fabrieksterrein één stroomlijn vertrekt. Aangezien de laag KZ2 in het MODFLOW-model in drie lagen onderverdeeld werd, zijn er berekeningen uitgevoerd waarbij deeltjes vertrekken in de lagen 1, 2 en 3 onder de fabrieksterreinen. Het is immers niet uitgesloten dat er zich niet enkel nabij het oppervlak verontreiniging bevindt, maar ook dieper in de ondergrond. In elke cel vertrekt één deeltje dat in het centrum van de cel gelokaliseerd is.

4.3 Resultaten

De berekende stroomlijnen zijn voorgesteld in bovenzicht (Fig 4.1, 4.2 en 4.3). Alle kaarten vertonen hetzelfde patroon. Vanonder het westelijk deel van het fabrieksterrein stroomt het water in de richting van het kanaal. Het water zal hierbij ook neerwaarts bewegen. Aan de oostgrens van de fabrieksterreinen stroomt een deel van het water naar de vijver toe. In het noordoosten van het terrein treedt er een stroming naar het noordoosten op. Deze stroomlijnen zullen uiteindelijk na lange tijd in het poldergebied in het noorden uitkomen. Dit zal ten vroegste na ongeveer 50 jaar zijn. Er zijn ook waterdeeltjes die eerst in de richting van de vijver stromen, dus in oostwaartse richting, maar nog voor het bereiken van de vijver neerwaarts doorsijpelen doorheen de laag KL tot in de laag KZ1. In deze laag gaan ze vervolgens naar het noordoosten bewegen. Aangezien de vijver zich enkel in het bovenste deel van de laag KZ2 bevindt, is deze geen belemmering voor het doorstromen van water in de laag KZ1.

4.4 Conclusies

Uit de resultaten van het MODPATH programma kunnen volgende conclusies getrokken

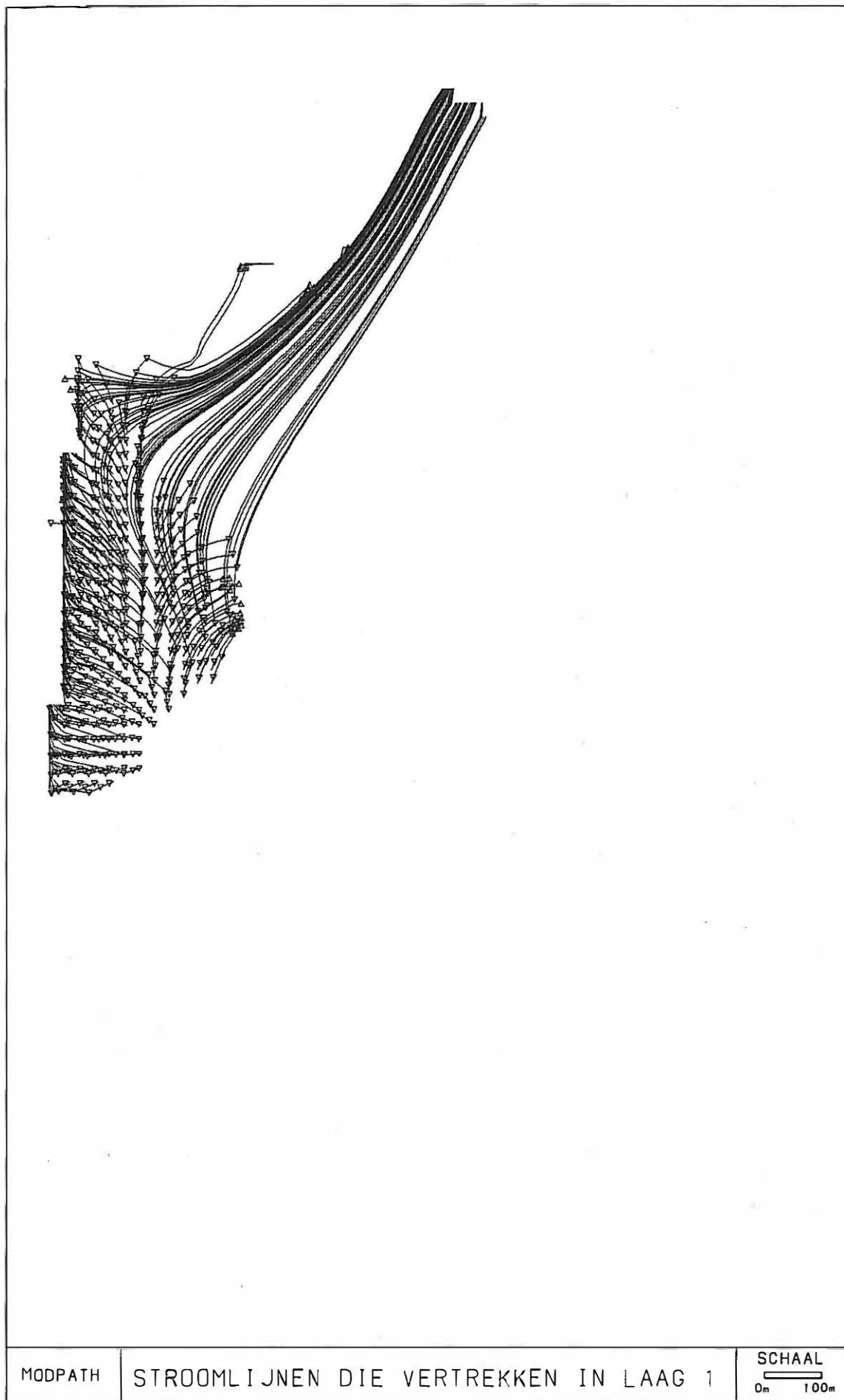


Fig. 4.1 MODPATH programma : stroomlijnen die vertrekken in laag 1

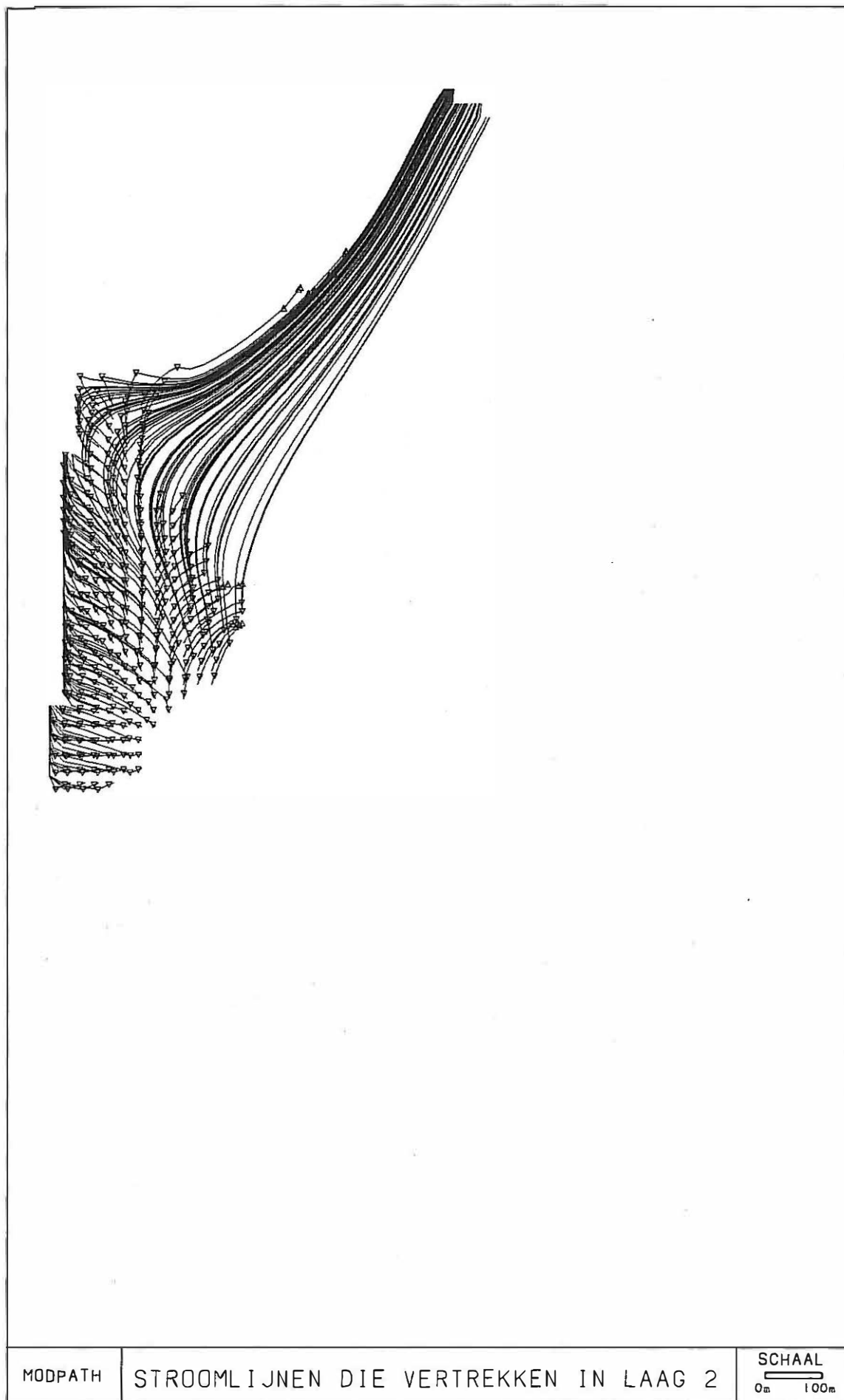


Fig. 4.2 MODPATH programma : stroomlijnen die vertrekken in laag 2

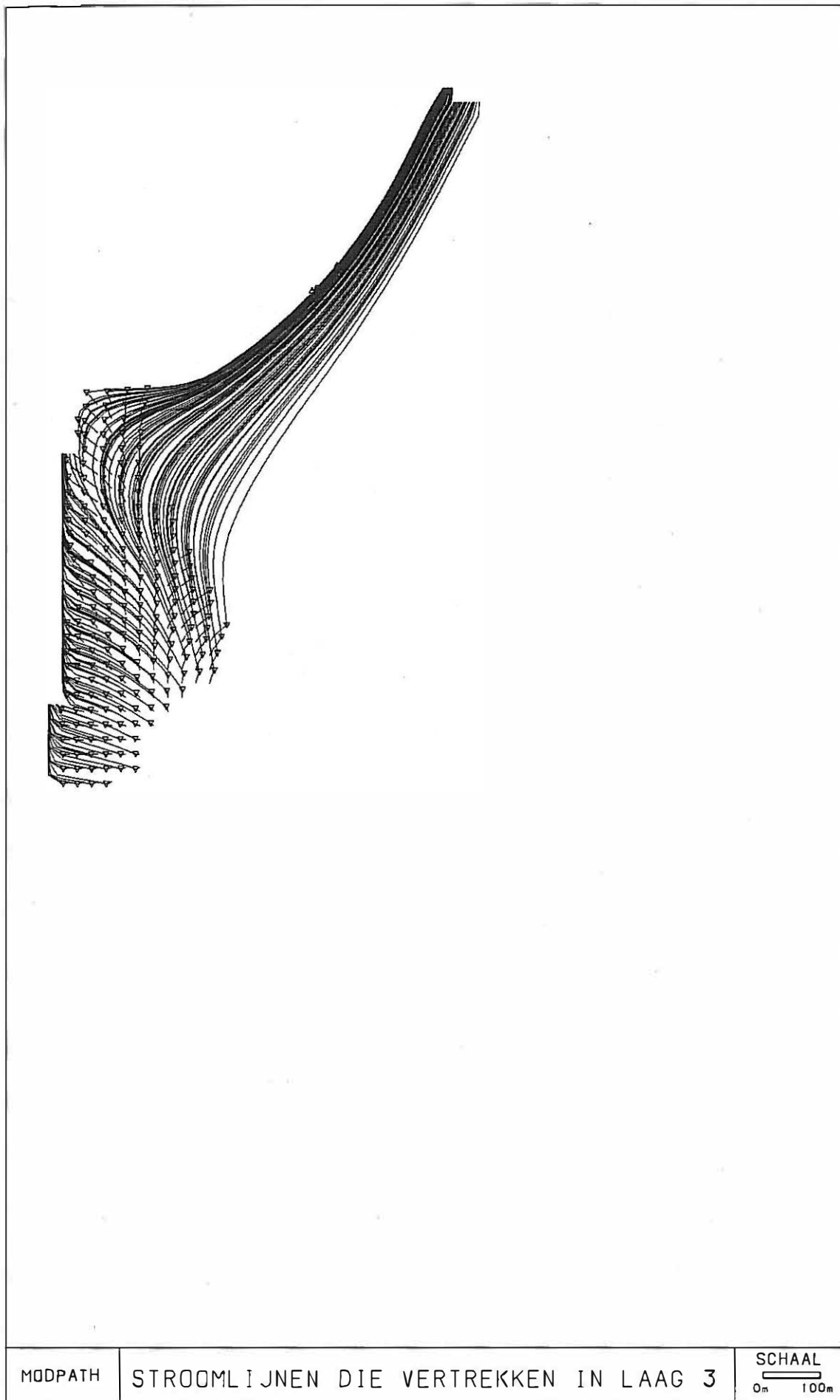


Fig. 4.3 MODPATH programma : stroomlijnen die vertrekken in laag 3

worden:

1° Vanonder de westzijde van de fabrieksterreinen stroomt het grondwater naar het kanaal.

2° Vanaf het zuidoostelijk deel van het fabrieksterrein stroomt een deel van het grondwater in de laag KZ2 naar de vijver in Zelzate.

3° Vanonder het noordoostelijk deel van de fabrieksterreinen is er een stroming in noordoostelijke richting naar het poldergebied toe. Het poldergebied ten noorden van de Belgisch-Nederlandse grens zal ten vroegste na ongeveer 50 jaar bereikt worden.

4° Onder het oostelijk deel van het fabrieksterrein is er water dat eerst in de richting van de vijver stroomt , maar nog voordat deze bereikt wordt doorsijpelt naar de laag KZ1. In deze laag zal het water onder de vijver door naar het noordoosten stromen en na lange tijd het poldergebied bereiken.

5. HET MOC MODEL

5.1 Beschrijving van het model

Het MOC-model (KONIKOW & BREDEHOEFT, 1978) is een tweedimensionaal transport-model dat ontwikkeld werd door de USGS. Het model houdt rekening met convectief en dispersief transport en werd later aangepast voor het in rekening brengen van processen zoals verval en biodegradatie, adsorptie (lineair en niet lineair) en ionenwisselingen (GOODE & KONIKOV, 1989). Het gebruikt de methode der karakteristieken ("particle tracking" methode) om de transportvergelijking op te lossen. Afbraak (verval) en adsorptieprocessen worden verrekend d.m.v. retardatiefactoren, die de snelheid van de deeltjes aanpassen.

Omdat uit het stromingsmodel en stroomlijnprogramma is gebleken dat er mogelijk een stroming van onder de fabrieksterreinen naar het noordoosten optreedt, werden met het MOC-model simulaties uitgevoerd om de verspreiding van de polluenten langsheen deze stroombanen te berekenen. Hierbij werd speciaal aandacht besteed aan de invloed van de dispersie, afbraak en adsorptie op de verspreiding van de polluenten. Daartoe werd een ééndimensionaal model opgesteld dat het concentratieverloop langsheen de stroomlijn berekent. Hierbij wordt over de gehele lengte van het model de gemiddelde stromingssnelheid langsheen de stroomlijn ingevoerd. Het voordeel van een ééndimensionaal model is dat de rekentijden veel korter zijn dan bij meerdimensionale modellen en dat de resultaten eenvoudiger en overzichtelijker kunnen voorgesteld worden zodat gemakkelijker conclusies kunnen getrokken worden.

Dispersie is een belangrijke parameter die afhankelijk is van de schaal van het probleem, maar moeilijk in situ kan bepaald worden. Daarom werden hier berekeningen met verschillende waarden uitgevoerd: 1, 10 en 100 m die telkens een grootteorde verschillen.

Het is bekend dat organische stoffen in grondwater door microbiële werking kunnen worden afgebroken. Hoewel dit proces, zeker als het aerobe biodegradatie betreft, zeer complex is kan het simuleren met gewoon verval reeds een beeld geven welke invloed dit proces heeft op de verspreiding van de polluent. De preciese simulatie van biodegradatie vereist gespecialiseerde modellen (zoals b.v. BIO1D of BIOPLUME II), maar valt buiten het bestek van deze

studie.

5.2 Ingevoerde gegevens

Uit de resultaten van het MODPATH programma werd een representatieve stroomlijn gekozen (Fig 5.1). Deze stroomlijn begint nabij de oostgrens van het fabrieksterrein , loopt naar de polders in het noordoosten en heeft een lengte van ongeveer 980 m. Volgens de berekende reistijden wordt de poldergrens na ongeveer 55 jaar bereikt. Aan de hand van deze gegevens wordt een model opgesteld dat bestaat uit 1 rij cellen van elk 10 m lengte , waarbij aan de uiteinden vaste stijghoogten worden opgelegd, zodanig dat de stromingssnelheid dezelfde is als de gemiddelde snelheid afgeleid uit de stroomlijn (reistijd gedeeld door lengte). Als doorlatendheid werd 4 m/d ingevoerd.

Een veldexperiment in Borden, Ontario (FETTER, 1993) , waarbij een tracer in een reservoir werd geïnjecteerd en gevolgd , heeft aangetoond dat het transport van organische stoffen onderhevig is aan retardatie (vertraging) ten gevolge van adsorptieprocessen. Uit de gepubliceerde gegevens (FETTER, 1993) blijkt b.v. dat de verplaatsing van 1,2-dichlorobenzeen ongeveer zeven maal trager verloopt dan de verplaatsing van chloriden , die als een zeer inerte parameter kunnen beschouwd worden. Daarom werden hier berekeningen uitgevoerd waarbij een lineaire adsorptie wordt aangenomen met een retardatiecoëfficiënt van zeven. De ingevoerde bulkdensiteit bedraagt 1.7.

5.3 Resultaten

De resultaten worden voorgesteld op grafieken. Een eerste grafiek geeft de relatieve concentratieverdeling langsheen de stroomlijn weer. Op elke concentratie-afstandsgrafiek is de toestand na 10 , 20 , 30 en 40 jaar aangeduid. De relatieve concentratie geeft de procentuele verhouding van de concentratie op een bepaalde afstand tot het vertrekpunt van de stroomlijn. Op een tweede grafiek is de evolutie van de relatieve concentratie in de tijd aangegeven voor een punt op 400 m afstand van het vertrekpunt van de stroomlijn , dus ten oosten van de fabrieksterreinen. Deze plaats komt ongeveer overeen met de afstand tot peilbuis SB10 , hoewel SB10 eigenlijk buiten de zone ligt waarin de stroming naar het noordoosten optreedt.

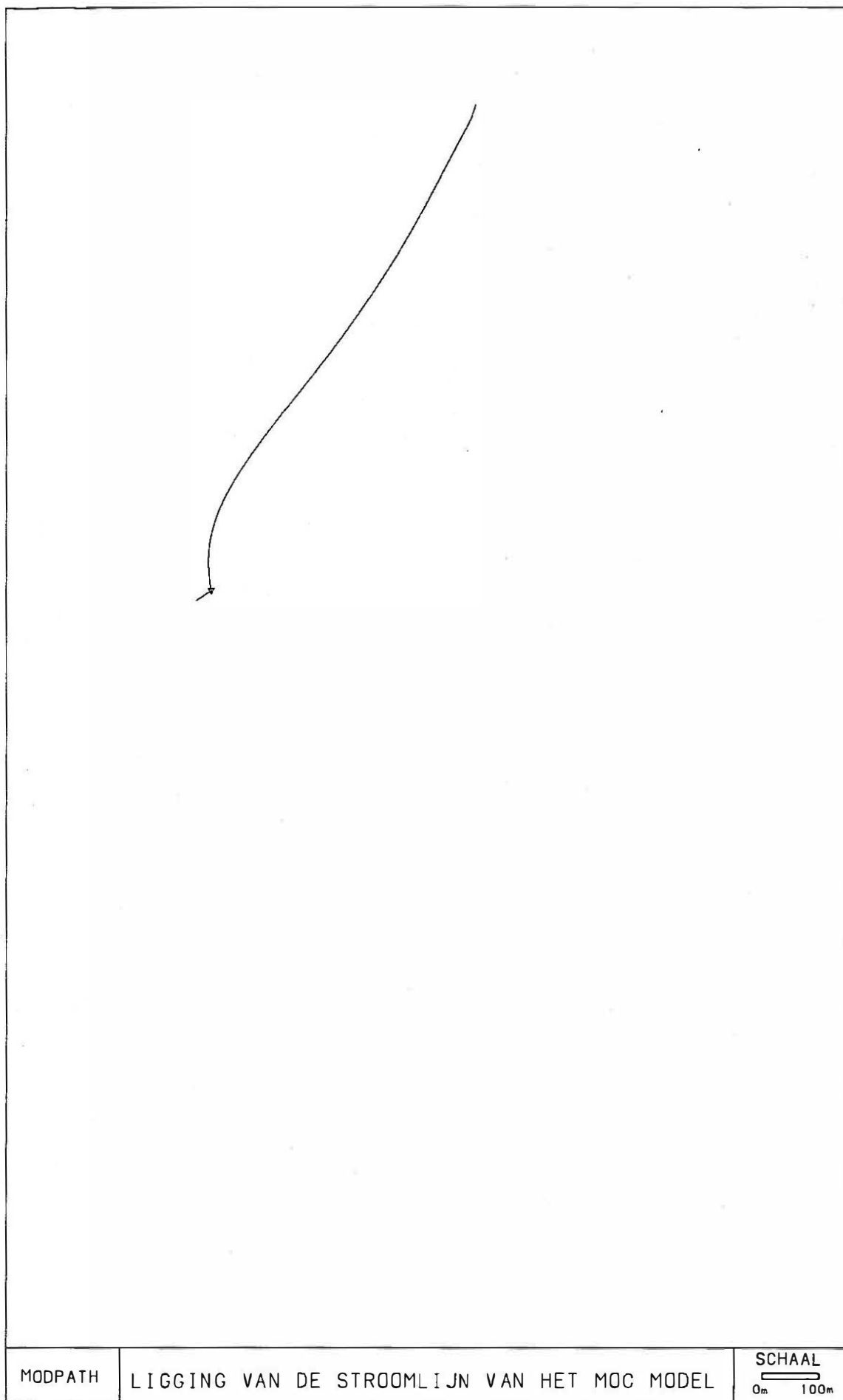


Fig. 5.1 Ligging van de stroomlijn van het MOC-model

Peilbuis SB10 is als referentie gekozen omdat in deze piëzometer sporen (zeer lage maar toch aantoonbare hoeveelheden) benzeen werden aangetroffen.

Er werden 8 verschillende simulaties uitgevoerd:

1° Met een dispersie van 1 m (Fig 5.2 en 5.3). Dit is als een kleine waarde te beschouwen. In dit geval treedt er een scherp front in de verontreinigingspluim op en worden snelle concentratiestijgingen waargenomen wanneer het front op een bepaalde plaats aankomt.

2° Met een dispersie van 10 m (Fig 5.4 en 5.5). Dit kan als een middelmatige waarde beschouwd worden. Deze waarde werd later ook gebruikt in de simulatie met het MT3D model.

3° Met een dispersie van 100 m (Fig 5.6 en 5.7). Dit kan als een grote waarde beschouwd worden en bedraagt ongeveer 10% van de totale lengte van de stroomlijn. Hier is het front eigenlijk een geleidelijke overgangszone.

4° Met een dispersie van 10 m en een verval met een halfwaardetijd van 10 j (Fig 5.8 en 5.9). Hierbij wordt de helft van de pollutant op 10 jaar afgebroken.

5° Met een dispersie van 10 m en een verval met een halfwaardetijd van 20 j (Fig 5.10 en 5.11).

6° Met een dispersie van 10 m en een verval met een halfwaardetijd van 50 j (Fig 5.12 en 5.13). Hier gebeurt de afbraak dus slechts zeer langzaam

7° Met een dispersie van 10 m en een lineaire adsorptie (Fig 5.14). In dit geval is er na 50 jaar in het waarnemingspunt nog steeds geen verontreiniging aangekomen.

8° Met een dispersie van 100 m en een lineaire adsorptie (Fig 5.15 en 5.16). Na 50 jaar bedraagt de concentratie in het waarnemingspunt ongeveer 3%.

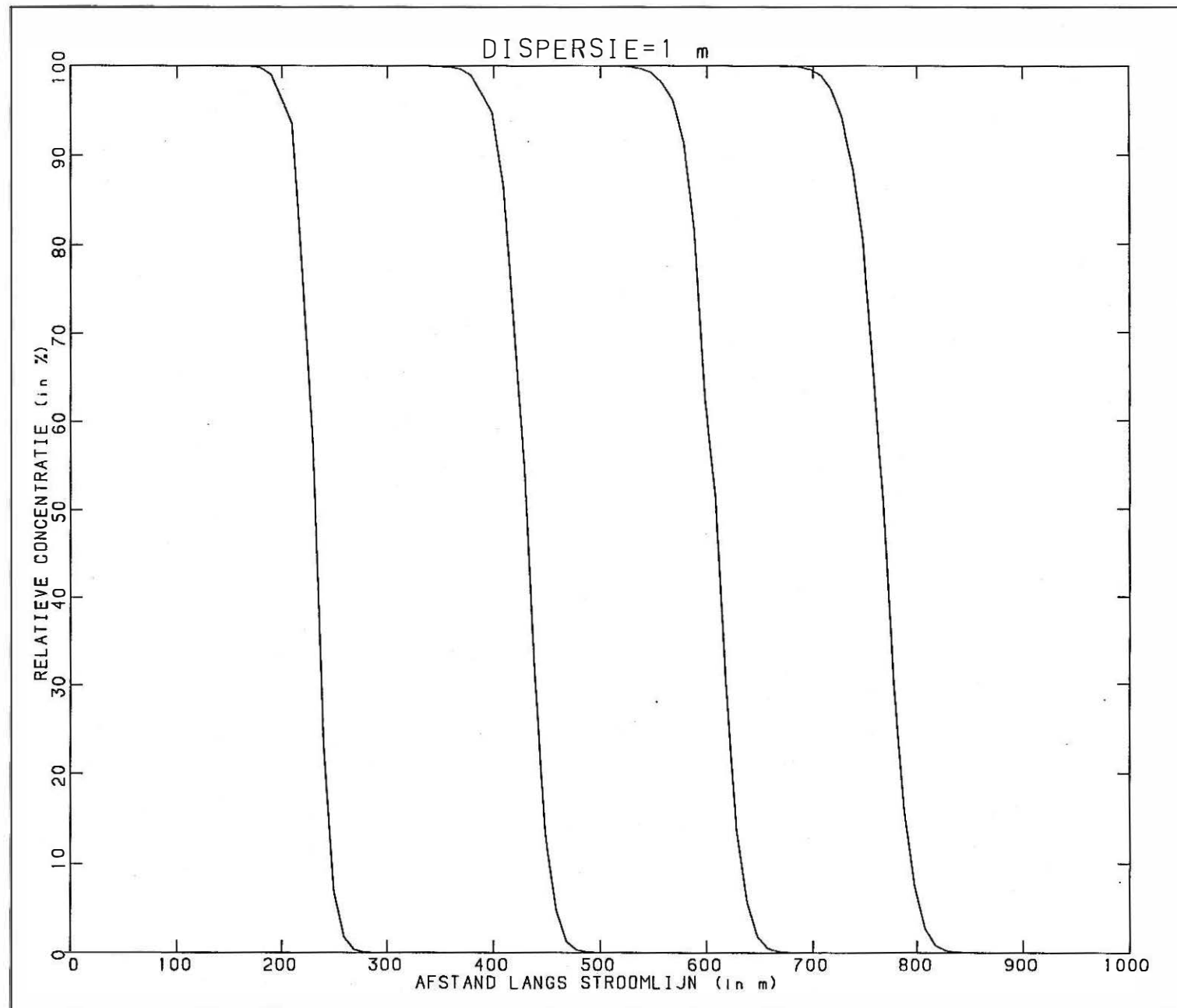


Fig. 5.2 MOC model : afstand-concentratiegrafiek landsheen de stroomlijn (dispersie = 1 m)

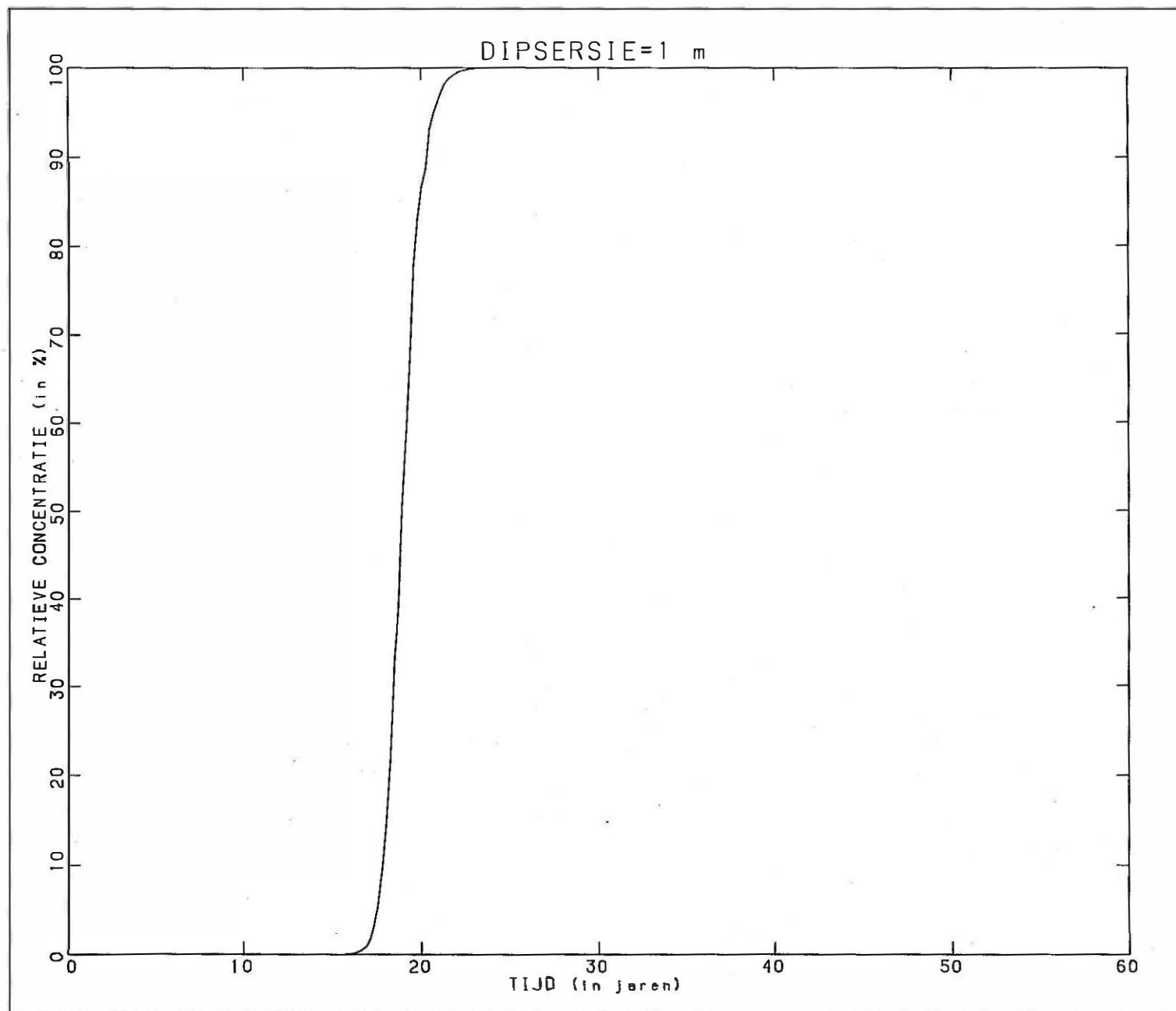


Fig. 5.3 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 1 m)

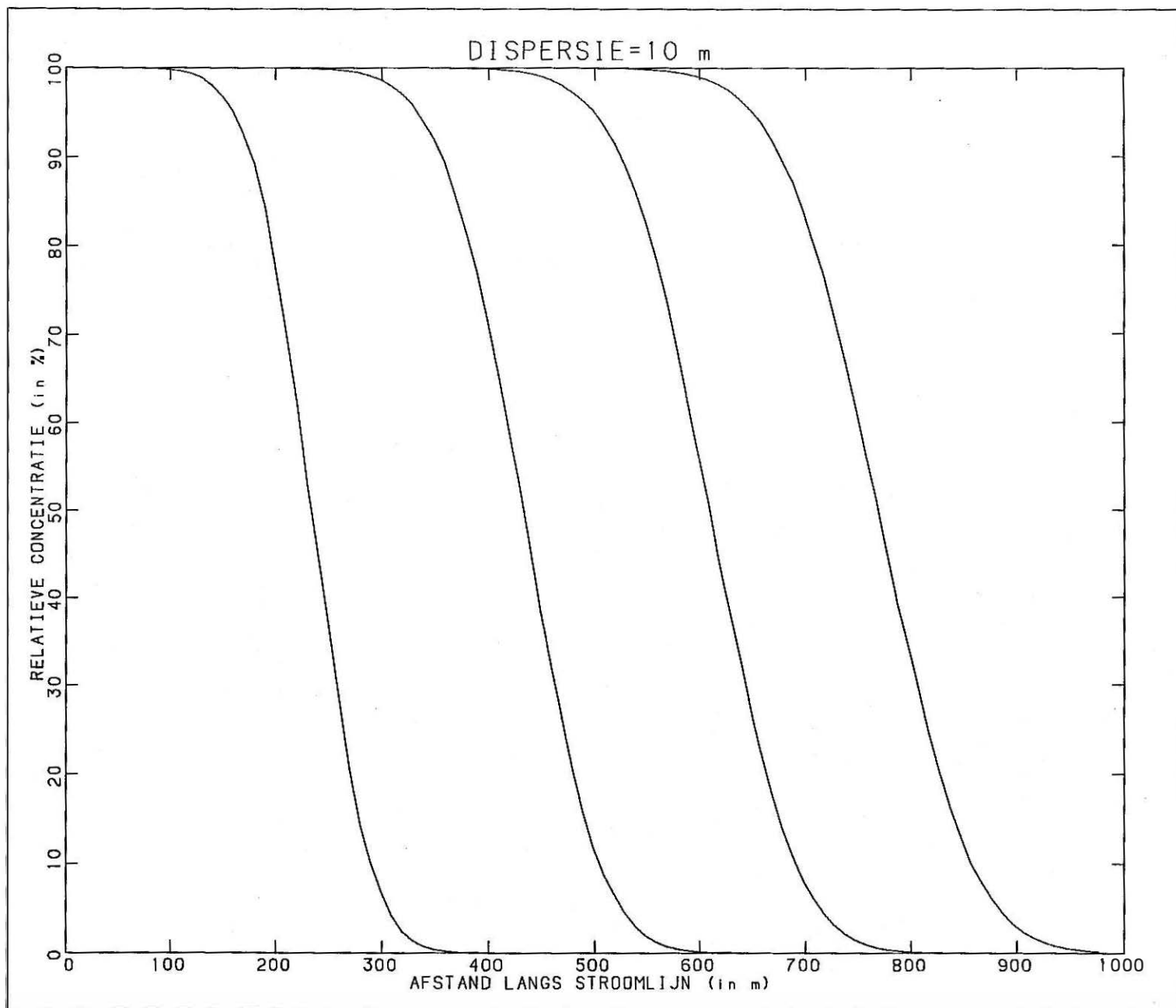


Fig. 5.4 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m)

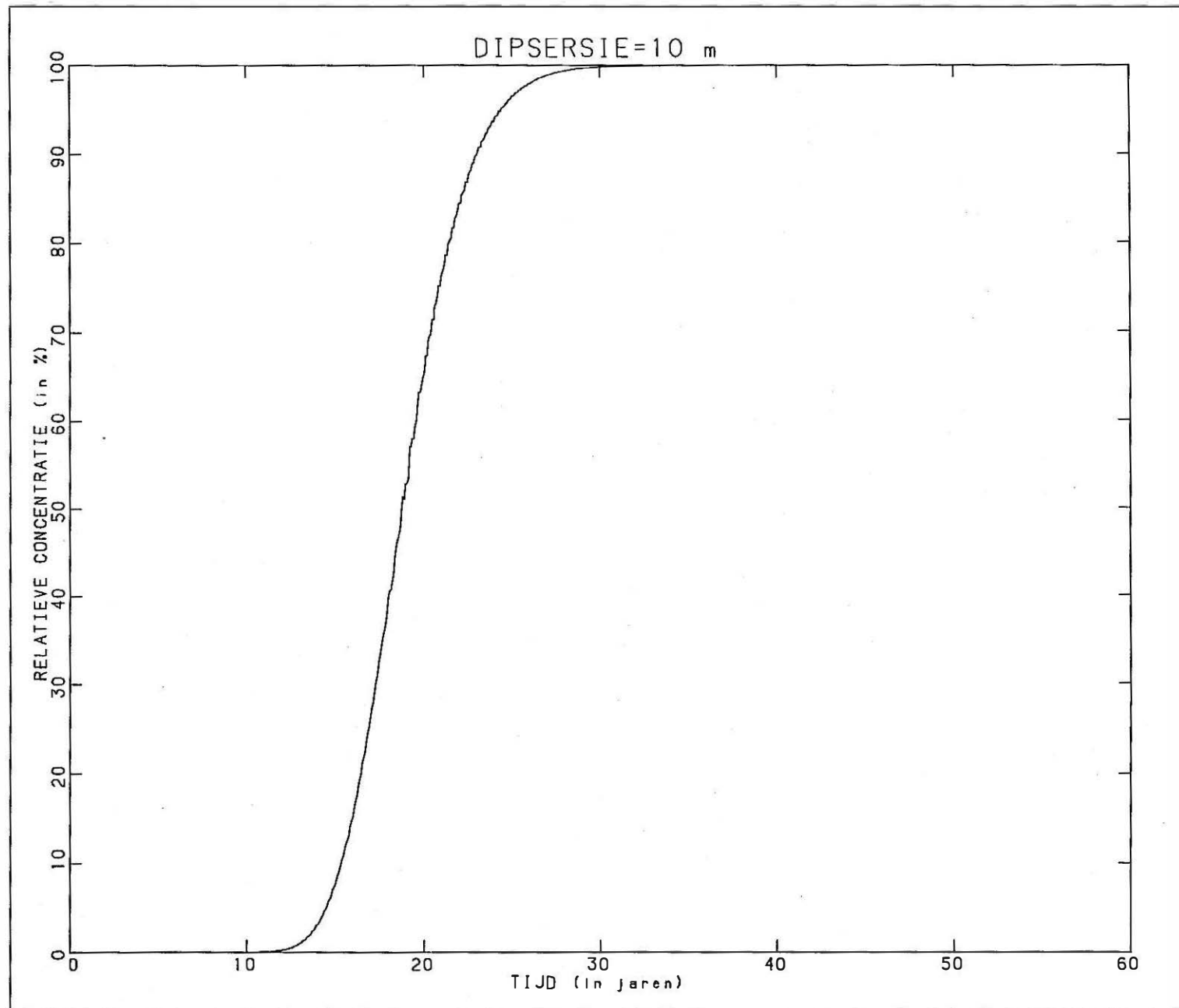


Fig. 5.5 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10 m)

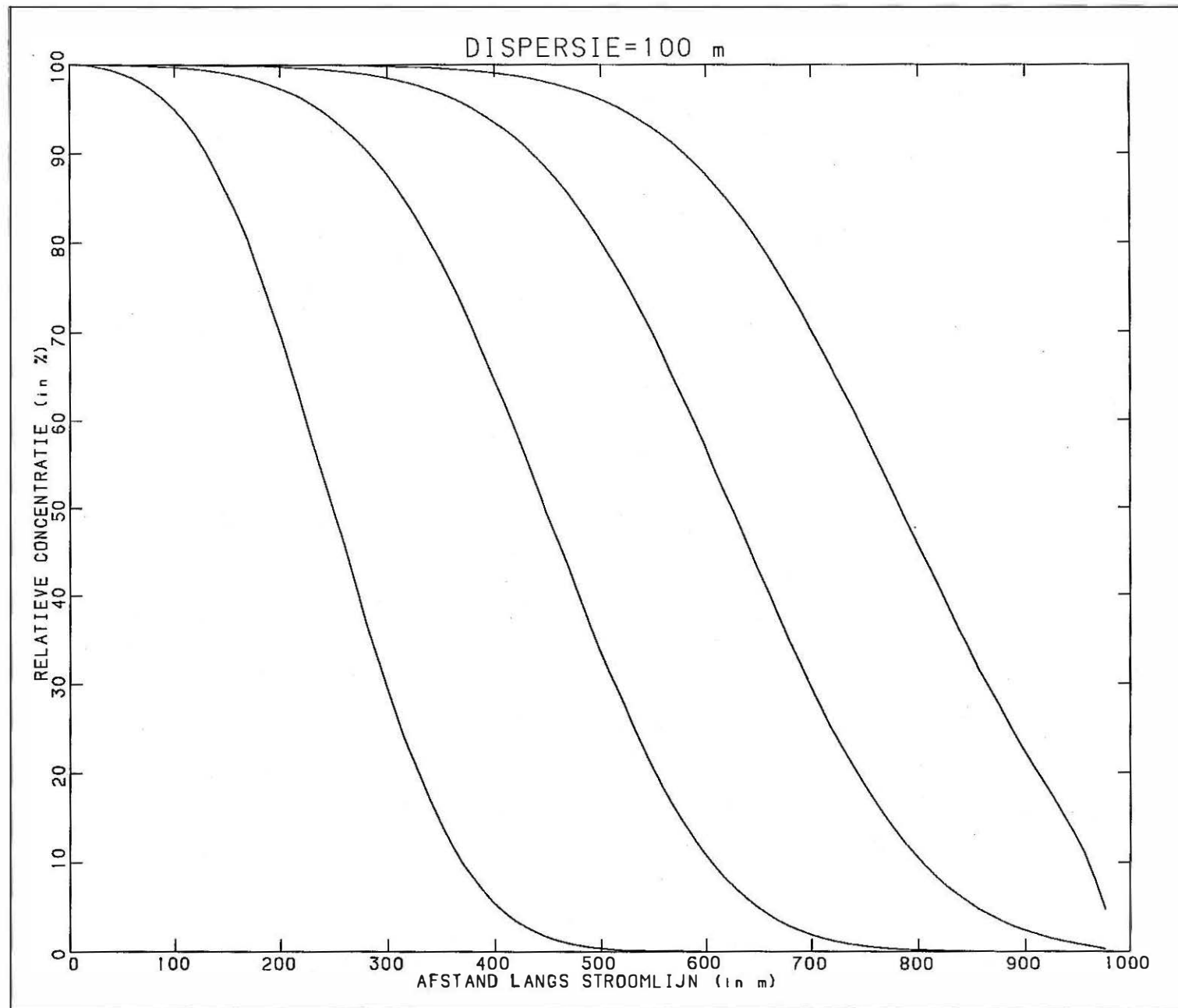


Fig. 5.6 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 100 m)

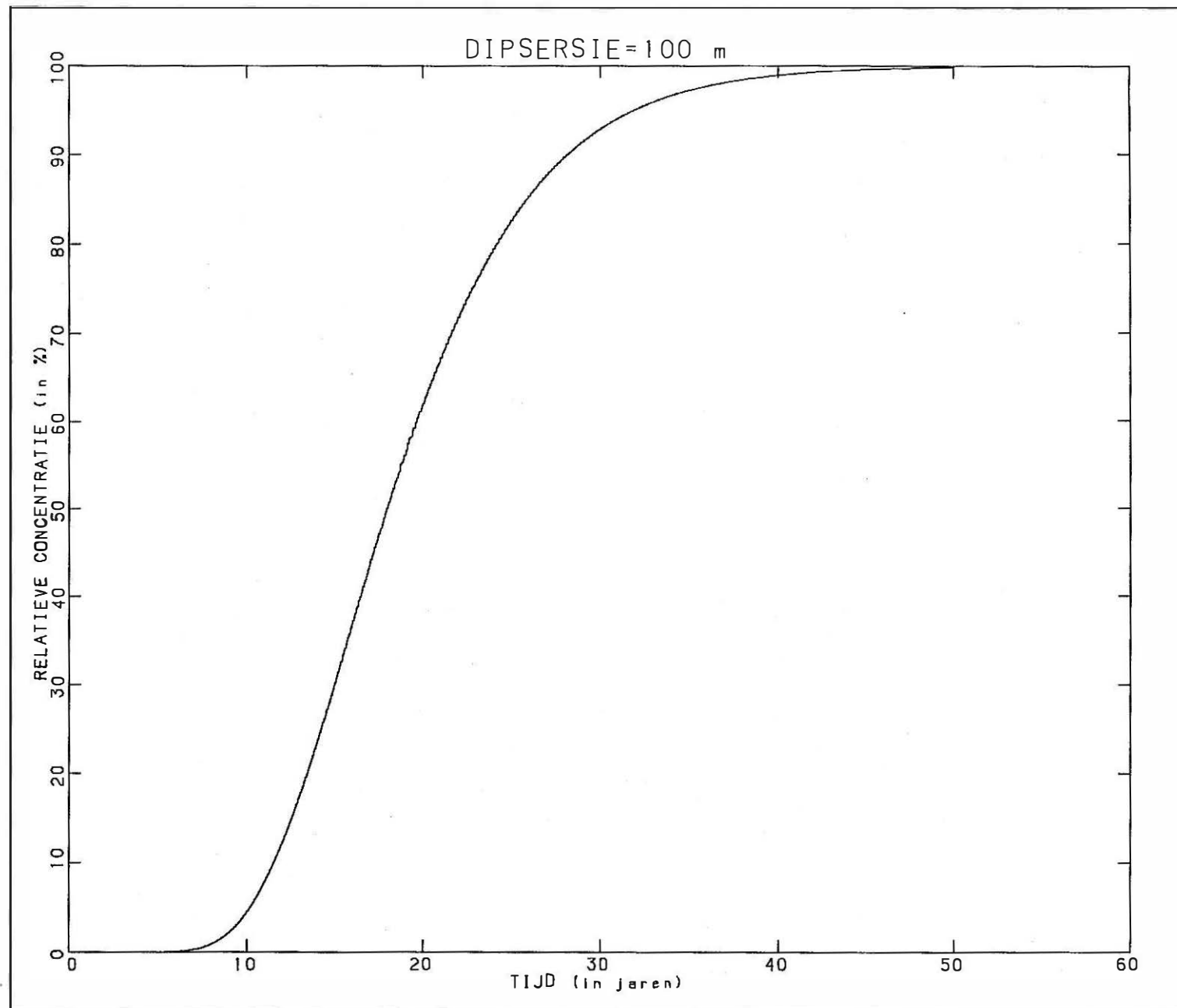


Fig. 5.7 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 100 m)

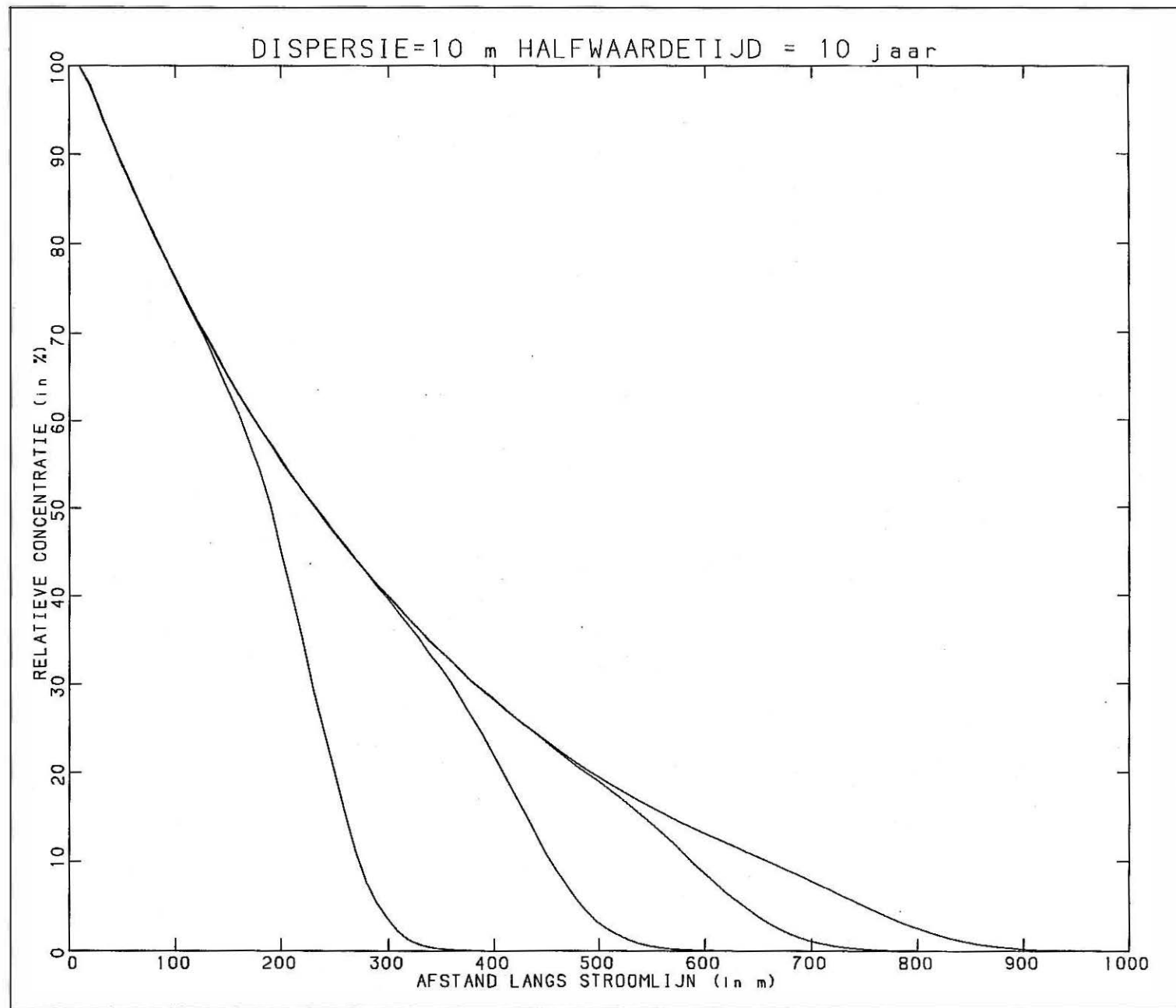


Fig. 5.8 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 10$ jaar)

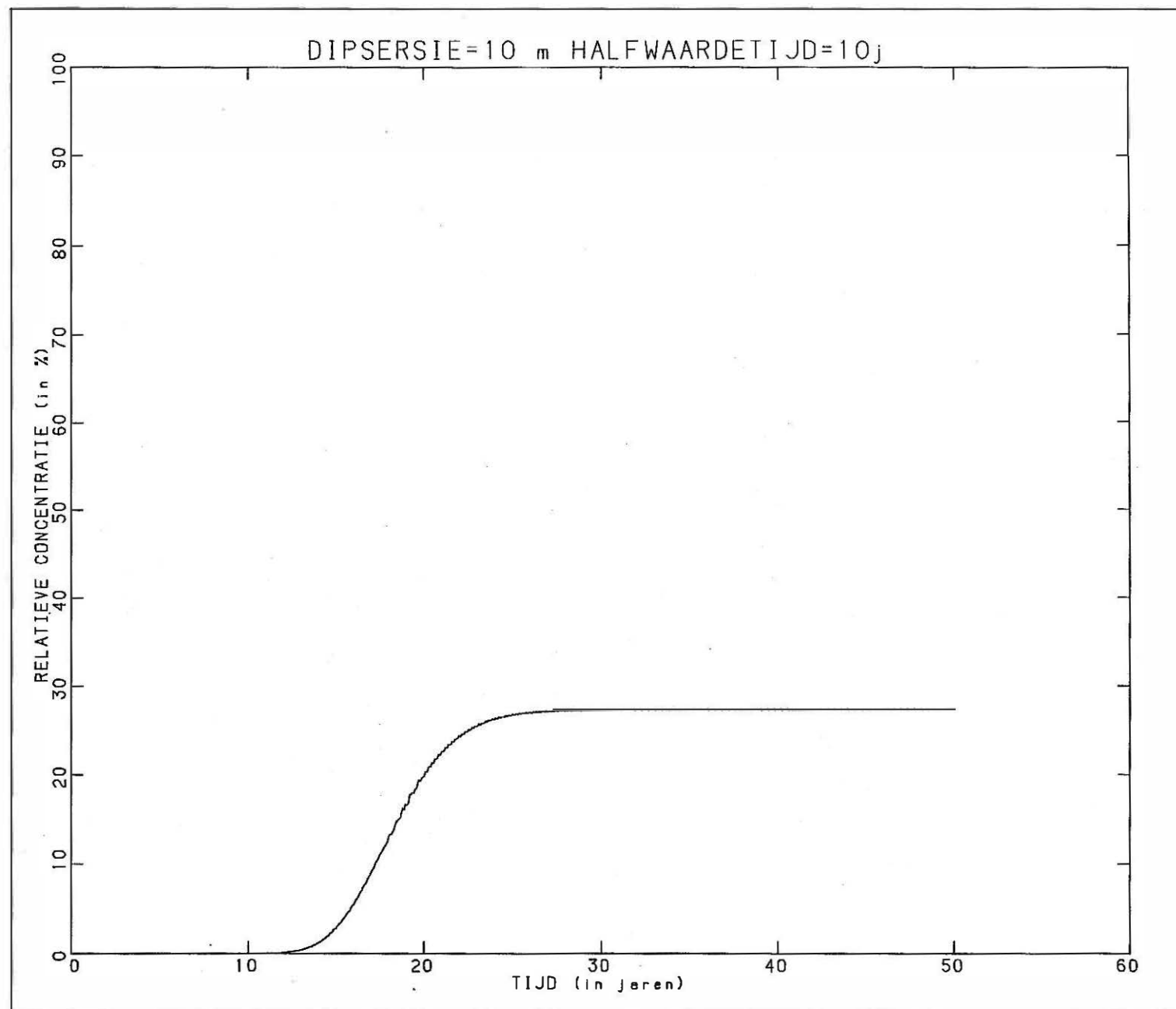


Fig. 5.9 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 10$ jaar))

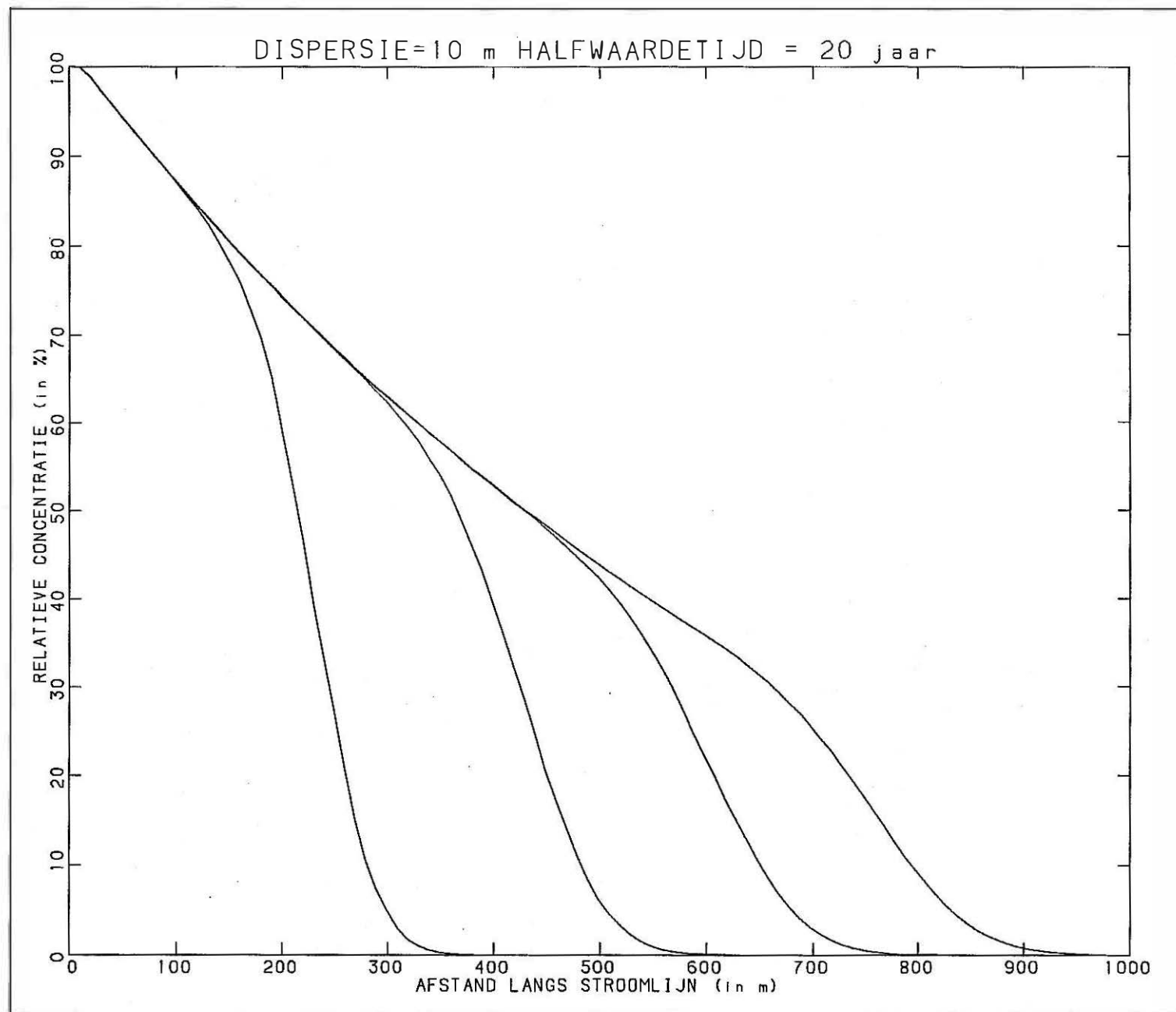


Fig. 5.10 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 20$ jaar)

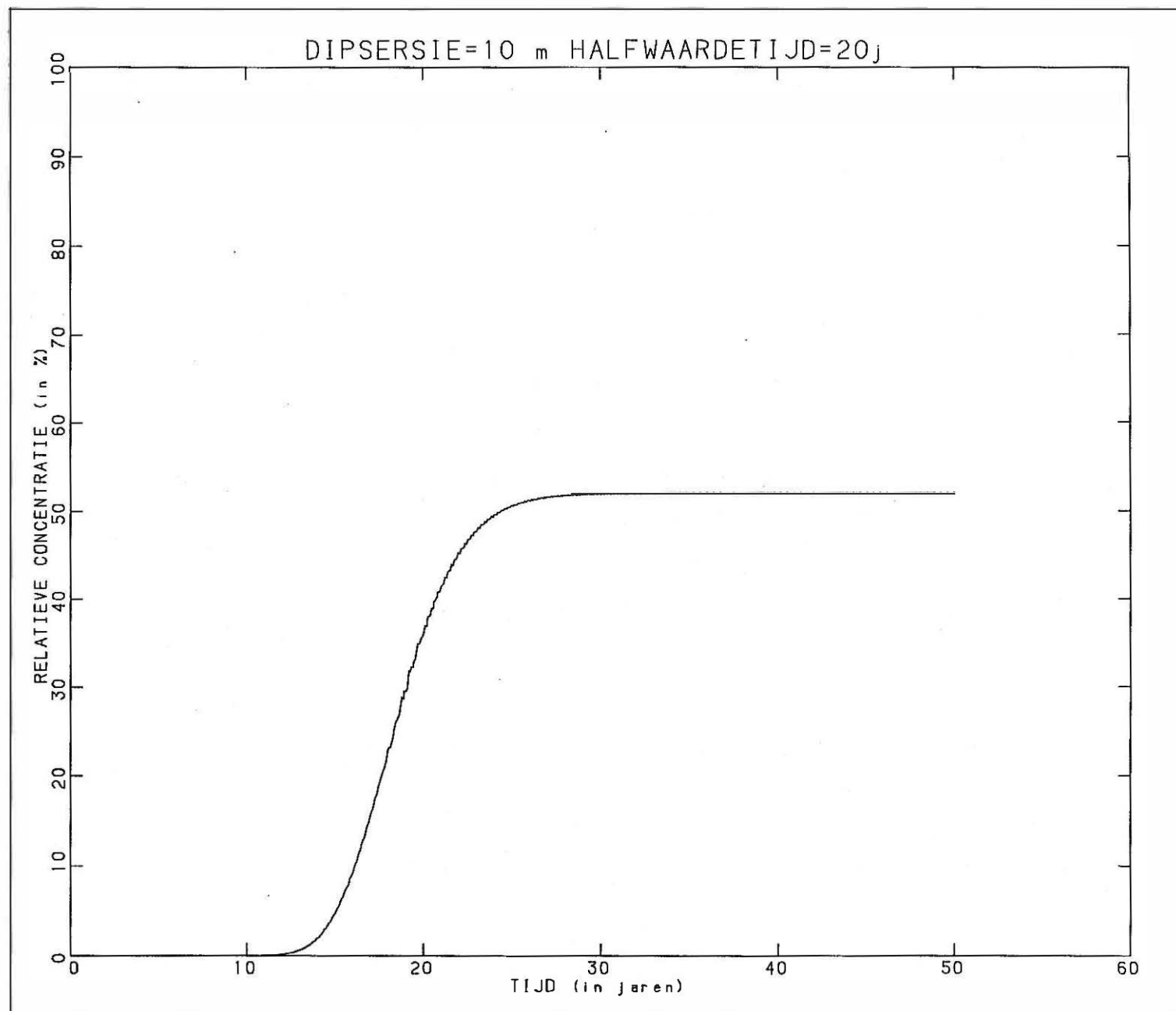


Fig. 5.11 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 20$ jaar)

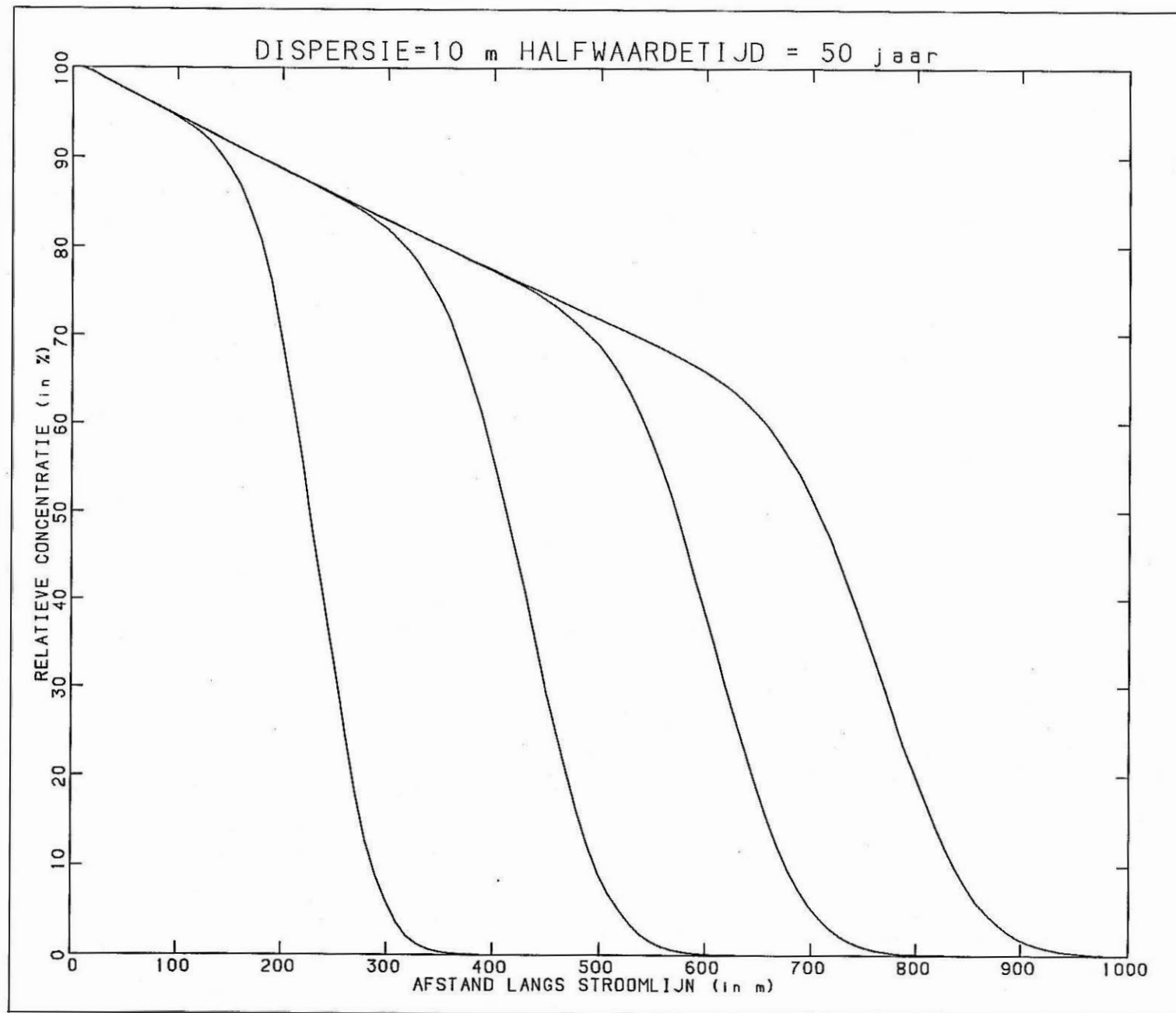


Fig. 5.12 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 50$ jaar)

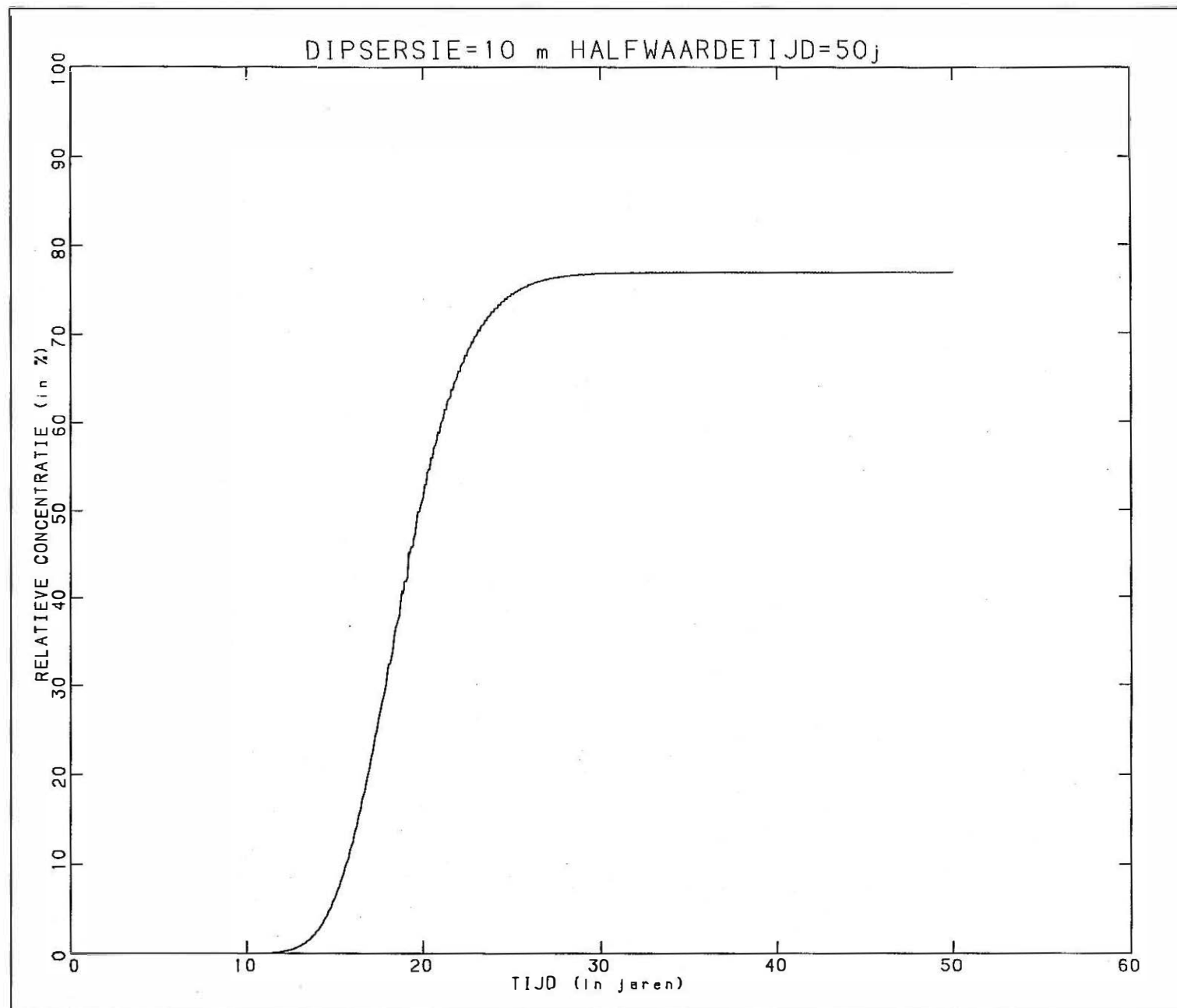


Fig. 5.13 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 10 m, $T_{\frac{1}{2}} = 50$ jaar)

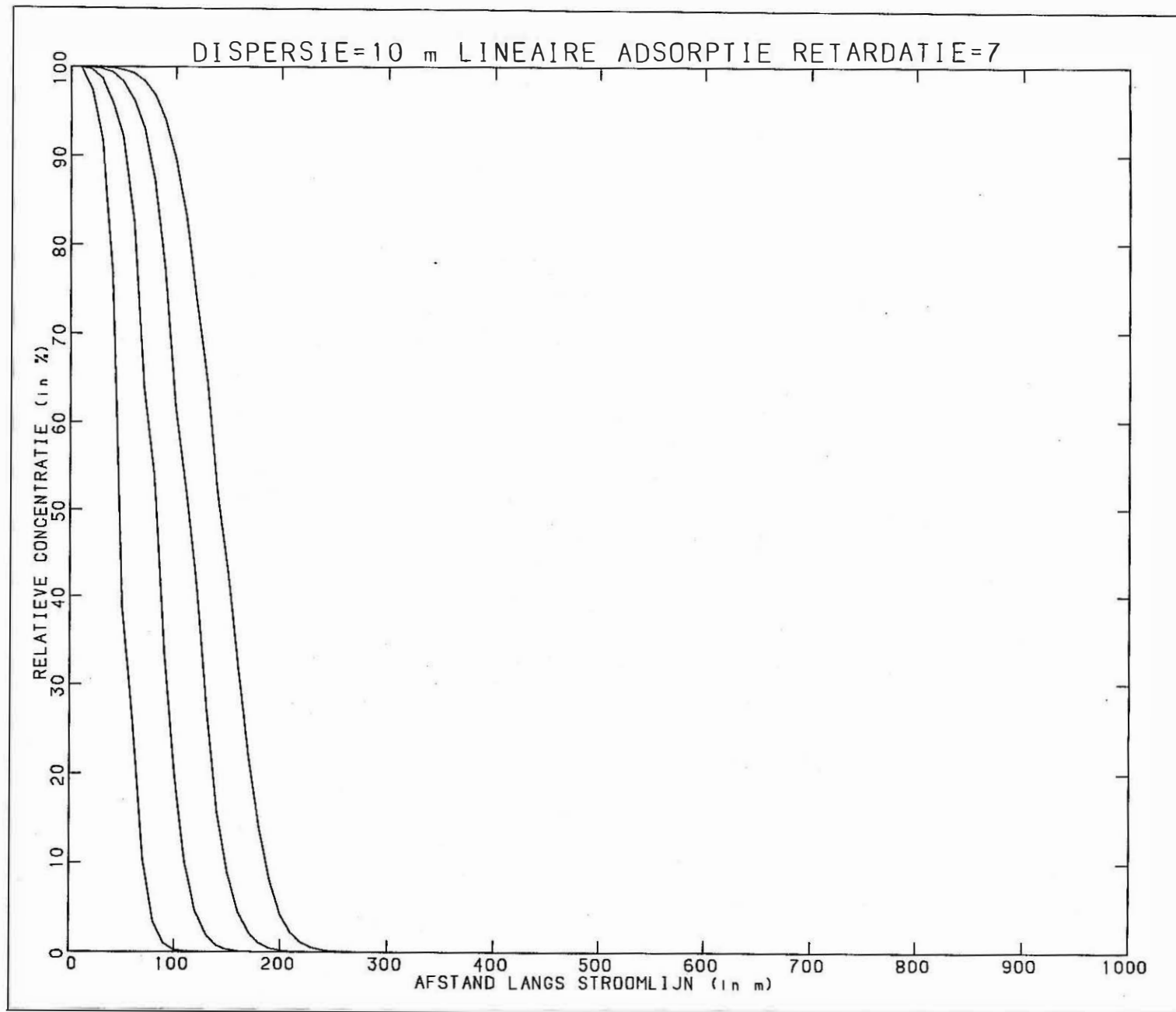


Fig. 5.14 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 10 m, retardatie = 7)

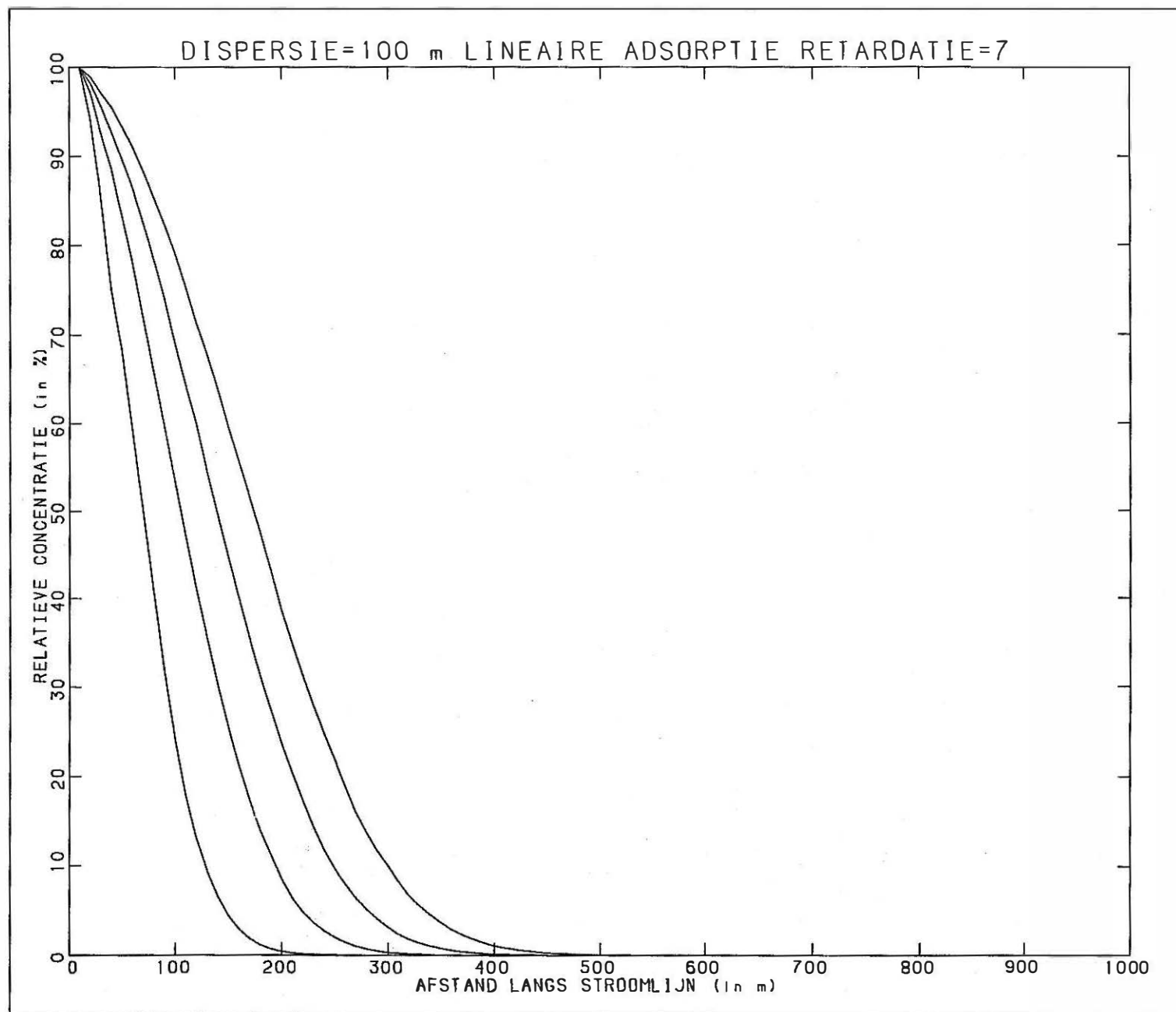


Fig. 5.15 MOC model : afstand-concentratiegrafiek langsheen de stroomlijn (dispersie = 100 m, retardatie = 7)

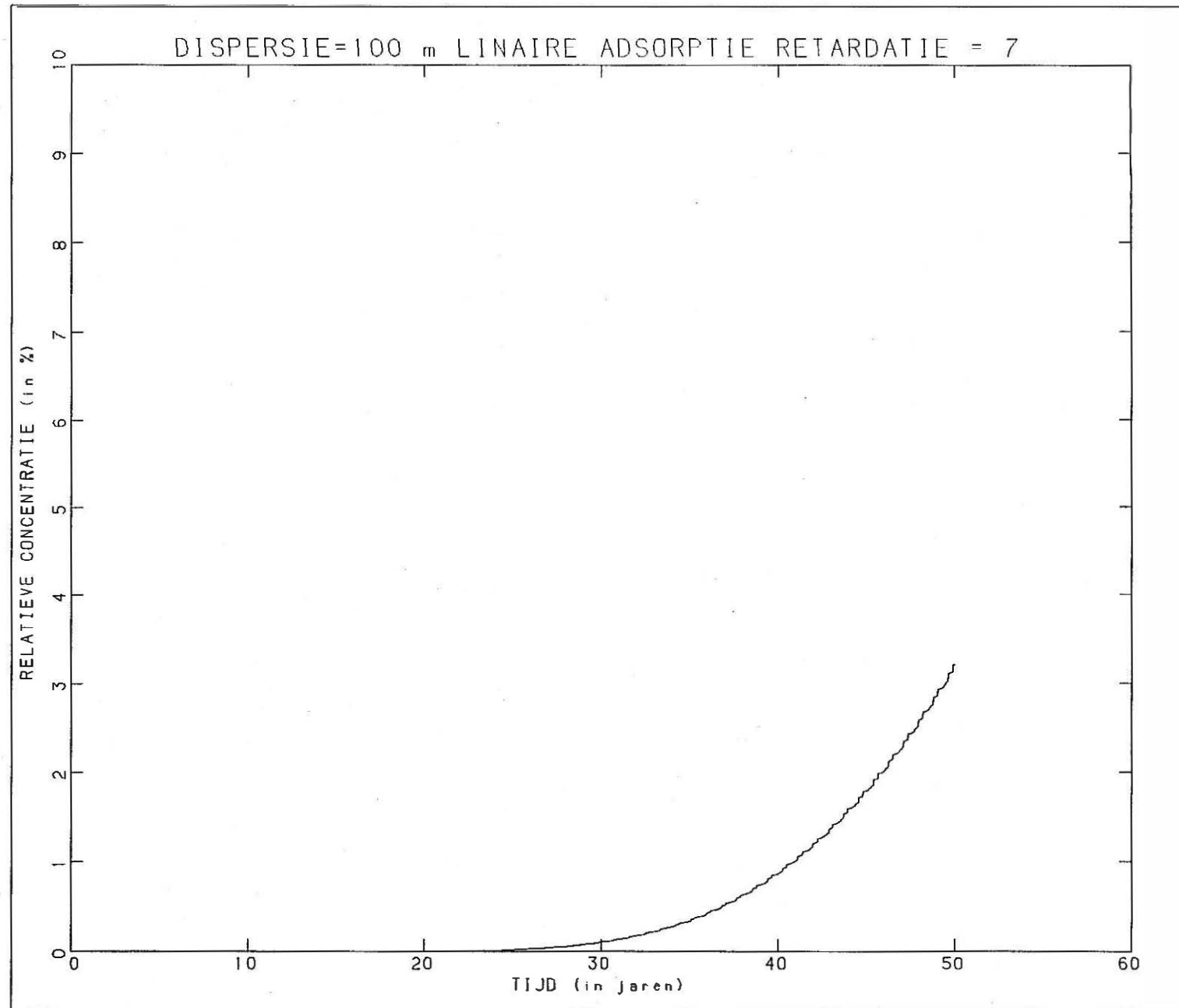


Fig. 5.16 MOC model : tijd-concentratiegrafiek op 400 m van de bron (dispersie = 100 m, retardatie = 7)

5.4 Conclusies en opmerkingen

1° De waarde van de dispersie beïnvloed sterk de overgangszone aan het front van de verontreinigingspluim: bij een dispersie van 1 m is deze overgangszone , genomen als de zone waarbinnen de concentraties van ongeveer maximale waarde (100%) tot bijna nul (0%) terugvallen , na 20 jaar een honderdtal meter, bij een dispersie van 10 m reeds 250 m en bij een dispersie van 100 m meer dan een halve kilometer. De breedte van deze overgangszone bepaalt ook hoe snel de concentraties op een bepaalde plaats kunnen stijgen. Op 400 m afstand b.v. kunnen bij een dispersie van 1 m de concentraties op enkele jaren van nul naar de maximale waarde stijgen , bij een dispersie van 10 m neemt dit reeds 10 jaar in beslag en bij een dispersie van 100 m ruim 20 tot 30 jaar.

2° Als er een afbraak (degradatie) van de pollutant optreedt onder de vorm van verval hangt de uiteindelijke concentratie na lange tijd tijd op een bepaalde plaats af van de afstand tot de bron van de verontreiniging en de halfwaardetijd , d.w.z. de tijd nodig om de helft van de pollutant af te breken. Aangezien deze laatste hier niet bekend is en afhangt van de specifieke stof werd rekening gehouden met halfwaardetijden van 10 , 20 en 50 jaar. Op 400 m afstand geeft dat met $T_{1/2} = 10$ jaar een uiteindelijke concentratie van minder dan 30% van de initiële waarde bereikt na ruim 20 jaar , met een $T_{1/2} = 20$ jaar bedraagt de uiteindelijke concentratie ongeveer 50 % en met $T_{1/2} = 50$ jaar ca 75 %. Deze waarden gelden als er met een dispersie van 10 m wordt gerekend.

3° Ingeval er een adsorptie optreedt , en indien wordt aangenomen dat de adsorptiecapaciteit van de grond groter is dan de hoeveelheid pollutant die aanwezig is (m.a.w. er is geen adsorptielimiet) en men gebruikt een lineair adsorptiemodel met een retardatiefactor van 7 , een waarde die in de literatuur werd teruggevonden voor een benzeenderivaat , dan blijkt de voortschrijding van het front zeer traag te verlopen. Zelfs na tientallen jaren blijken er op 400 m afstand geen noemenswaardige concentraties voor te komen. Is de dispersie groter (100m) dan kunnen concentraties van enkele procenten voorkomen.

4° Alhoewel niet gesimuleerd kan gesteld worden dat het gelijktijdig optreden van afbraak en adsorptie de concentraties nog verder zal doen dalen.

5° Er moet opgemerkt worden dat de afbraak van koolwaterstoffen door microbiële werking in werkelijkheid veel ingewikkelder verloopt dan hier wordt aangenomen in het simpel vervalproces waarbij een halfwaardetijd gebruikt wordt. In realiteit kan het afbraakproces gelimiteerd worden door de hoeveelheid voorradige zuurstof en het aantal organismen. Een preciese simulatie van dit afbraakproces moet de interactie tussen de concentraties van de pollutant, zuurstof en afbraakorganismen in rekening brengen. Het verband ertussen wordt beschreven door drie partiële differentiaalvergelijkingen, gekend onder de naam Monod-functies, die tijdens de simulatie simultaan moeten opgelost worden. Uiteraard zijn daarvoor gegevens nodig over de aanvangsconcentraties van zuurstof en de organismen. Deze zijn op het moment niet beschikbaar.

6° Hier wordt aangenomen dat een mogelijke adsorptie volgens het lineair adsorptiemodel verloopt. Waarschijnlijk zal eerder een niet-lineair model van toepassing zijn, waarbij aan de adsorptiecapaciteit een bovengrens wordt toegekend (b.v. een Freundlich of Langmuir type). Deze bovenlimiet kon niet uit beschikbare gegevens worden afgeleid, zodat hier het lineair model aangenomen wordt. De aanname van de retardatiefactor van 7 is op literatuurgegevens gebaseerd en niet in situ bepaald. Deze factor kan trouwens sterk van stof tot stof verschillen.

7° Bij de hier voorgestelde berekeningen werd langsheen de stroomlijn een gemiddelde snelheid aangenomen, die constant blijft langsheen de hele stroomlijn

6. HET MT3D MODEL

6.1 Beschrijving van het model

Het stromingsmodel werd gekoppeld aan het transportmodel MT3D (ZHENG, 1992). Dit model laat toe, vertrekkende van de berekende grondwaterstromingen, de verspreiding van opgeloste stoffen in een reservoir te berekenen. Voor een uitgebreide beschrijving van de werking van het model wordt verwezen naar de gebruikershandleiding. Het is een modulair drie-dimensionaal model dat de verspreiding in een reservoir berekent t.g.v. advection transport, dispersie en sommige chemische reacties. In deze studie werd gebruikt gemaakt van de modules BTN, ADV, DSP, SSM en RCT. De gebruikte versie was 1.85. Het MT3D model werd gekoppeld aan een grafisch uitvoerprogramma dat de berekende concentraties kan voorstellen met lijnen van gelijke mengverhouding. Deze worden voor een aantal geselecteerde waarden uitgezet. Hier werd gekozen voor lijnwaarden van 1, 5, 16, 50, 84, 95 en 99%. De resultaten kunnen getekend worden volgens de lagen, waarop dan de laterale verspreiding van de polluenten te zien is, of volgens doorsneden door het reservoir, waarop de verspreiding van de polluenten met de diepte te zien is. Op deze doorsneden kan ter verduidelijking ook de laagindeling van het reservoir aangegeven worden. Stromingsvectoren en lijnen van gelijke stijghoogten illustreren de grondwaterstroming.

6.2 Ingevoerde gegevens

Het MT3D-model maakt gebruik van de stijghoogten en stromingsdebieten die met het MODFLOW model berekend zijn. Het gebruikt hetzelfde netwerk en lagenopbouw. De andere gegevens die ingevoerd worden hebben betrekking op het massatransport en de simulatietechniek.

Bij het simuleren van stoffentransport moet de dispersie in rekening worden gebracht. Omdat in realiteit niet alle waterdeeltjes met dezelfde snelheid bewegen, te wijten aan een verschillende stroomlijnlengte op microschaal, zal langsheen een stroombaan een verontreinigingsfront niet abrupt verlopen maar een overgangszone gaan vormen. Dit verschijnsel heet mechanische

dispersie. Deze spreiding langsheen de stroombaan noemt men longitudinale dispersie. Een soortgelijk effect treedt ook op loodrecht op de stroomrichting door divergentie van de stroomlijnen op de schaal van de poriën, en wordt transversale dispersie genoemd. Volgens de huidige zienswijze is de waarde van de dispersie, die in een simulatie moet gebruikt worden, afhankelijk van de schaal waarop gewerkt wordt. Aangezien de waarde van de dispersie niet eenvoudig in situ kan bepaald worden is de hier gekozen waarde vooral gesteund op de volgende twee bronnen:

1° Volgens FETTER (1993) (Fig 6.1) geven diverse bronnen aan dat de dispersie gemiddeld 1/10 bedraagt van de lengte van de verontreinigingspluim. Bij de berekening van dit gemiddelde wordt echter ook transport in vaste gespleten gesteenten meegerekend. De verhouding varieert bovendien sterk van 0.01 tot 1. Er treedt dus een grote variatie van dispersiewaarden op. Bovendien neemt de waarde van de dispersie toe naarmate de verontreinigingspluim groter wordt. Dit is door veldexperimenten (injecties) bevestigd.

2° Recent simulatieonderzoek in Nederland (OUDE ESSINK, 1996) van de zoet-zoutwaterverdeling toont aan dat aldaar de dispersies in de grootteorde van 0.2 tot 2 m moeten geweest zijn om tot de huidige zoet-zoutwaterverdeling te komen. De gesimuleerde profielen zijn hier ongeveer 10 km lang. Deze waarden zijn dus duidelijk kleiner dan de waarden volgens FETTER.

Hier werd gekozen voor een tussenliggende waarde van 10 m.

De transversale dispersies bedragen 1/50 van de longitudinale. De kleine waarde voor de transversale dispersie is afgeleid uit de scherpe grensvlakken die voorkomen tussen zoetwater- en zoutwaterlichamen in verzilte gebieden.

De moleculaire diffusie bedraagt $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (FETTER, 1993)

Bij de modelberekeningen werd de "upstream finite difference" methode voor het berekenen van het massatransport gebruikt.

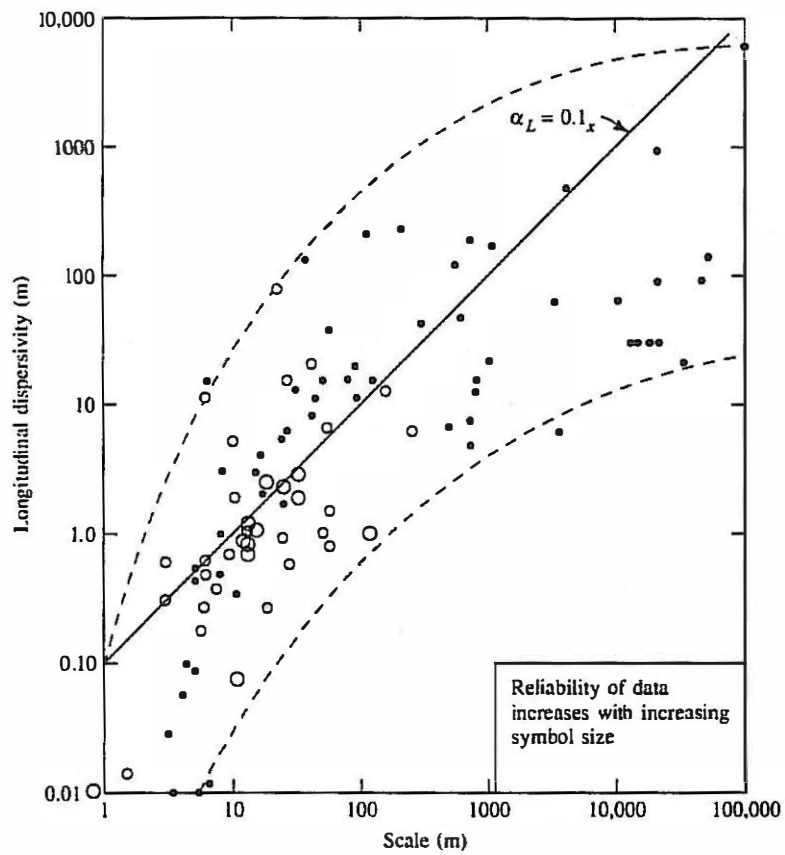


Fig. 6.1 Verband dispersiewaarden - schaalgrootte

Bij de simulaties worden volgende aannamen gedaan:

1° Bij de berekeningen met MT3D werd aan het water dat doorheen het terrein perkoleert een relatieve concentratie van 100% toegekend. Bij de berekeningen wordt het hele fabrieksterrein als een mogelijke verontreinigingsbron beschouwd. Deze relatieve concentratie komt overeen met de hoogste concentratie die een bepaalde pollutant in het grondwater heeft.

2° Er wordt van uitgegaan dat de hoeveelheid verontreinigd percolaat overeenkomt met de hoeveelheid nuttige neerslag die op het terrein valt.

3° De verontreinigingsbron blijft gedurende gans de simulatie een initiële relatieve concentratie van 100% hebben, d.w.z. ze vermindert niet in functie van de tijd door b.v. uitloging.

Een veldexperiment dat de verspreiding van reactieve en niet-reactieve stoffen volgde (FETTER, 1993) toonde dat organische stoffen zich niet als inerte stoffen verplaatsten, maar zich trager verplaatsten. Overigens scheen de snelheid af te nemen met de tijd en de afgelegde weg.

Er zijn twee verschillende simulaties uitgevoerd:

1° met een conservatieve opgeloste stof, d.w.z. een stof die niet onderhevig is aan verval en adsorptie. Een voorbeeld van een dergelijke stof zijn chloride-ionen die als zeer inert kunnen beschouwd worden. Deze situatie kan beschouwd worden als een "worst case scenario" omdat in dit geval de verspreiding het snelste zal gebeuren en de concentraties het hoogste zullen zijn.

2° met een pollutant die geadsorbeerd wordt. Hier wordt hetzelfde adsorptiemodel en parameters gebruikt als in het MOC-model. Er wordt een retardatiefactor van 7 aangenomen. Dat is vastgesteld als de vertragsingsfactor van dichlorobenzeen (FETTER, 1993). Deze vertragsingsfactor was van de in dit experiment onderzochte stoffen het grootste, waardoor deze simulatie wel als een "best case scenario" kan omschreven worden.

6.3 Resultaten

Het MT3D model berekent de verspreiding van polluenten in functie van de tijd. De resultaten kunnen dus in de vorm van een tijdreeks worden weergegeven waarop de evolutie van de verspreiding te volgen is. Deze verspreiding zal in realiteit zowel in horizontale richting als met de diepte (verticaal) gebeuren. Hoe dit gebeurt hangt af van het stromingspatroon. De resultaten kunnen op drie verschillende wijzen voorgesteld worden:

1° Volgens lagen , waardoor de laterale verspreiding van de polluent op een bepaalde diepte (laag) wordt voorgesteld. Dit wordt hier aangegeven door lijnen van gelijke mengverhouding.

2° Volgens profielen. Deze kunnen gekozen worden volgens de kolommen en rijen van het modelnetwerk. Deze profielen geven de verpreiding van de polluent in functie van de diepte langsheen een doorsnede. Op de hier voorgestelde profielen zijn naast de relatieve concentraties ook de lijnen van gelijke stijghoogte en de stromingsvectoren aangeduid. De stromingsvectoren geven de componenten van de grondwaterstroming weer volgens het gekozen profiel. De horizontale lengte van de vector is de noord-zuid gerichte stromingscomponent bij de weergave van een kolom , of de west-oost gericht stromingscomponent bij de waargave van rij. De verticale hoogte van een vector komt steeds overeen met de verticale (volgens de diepte) stromingscomponent van het grondwater.

3° Volgens tijd-concentratielijnen die voor een bepaalde plaats de berekende evolutie van de relatieve concentratie in functie van de tijd geeft. Deze grafieken kunnen voor alle cellen van het netwerk opgesteld worden. Deze grafieken zijn voor 5 geselecteerde plaatsen (genummerd P1 t.e.m. P5) opgesteld. Deze plaatsen zijn gekozen in functie van de verontreinigingspluim. Een overzicht van deze plaatsen wordt gegeven in tabel 6.1

Hoewel de preciese datum van de gebeurtenissen die de verontreiniging op de fabrieksterreinen hebben veroorzaakt niet precies gekend is , kan gesteld worden dat gezien de ouderdom van de fabrieksterreinen deze mogelijk reeds enkele tientallen jaren plaatsvonden. Om ook een prognose naar de toekomst te kunnen maken werd de totale simulatielengte op 100 jaar gekozen. Het model berekent om de 5 jaar een volledige concentratieverdeling in het modelnetwerk.

nummer	plaats	cel
P1	peilbuis SB10	(25,32)
P2	peilbuis SB11	(32,22)
P3	centrum Karnemelkpolder	(25,15)
P4	nabij Belgisch-Nederlandse grens	(29,6)
P5	nabij de oude peilbuis RO1.3	(25,24)

Tabel 6.1 Plaatsen van de tijd-concentratiegrafieken

Van de simulatie met een conservatieve stof zijn de resultaten voorgesteld na 10 jaar (Fig 6.2 t.e.m. 6.7), 20 jaar (Fig 6.8 t.e.m. 6.13), 30 jaar (Fig 6.14 t.e.m. 6.19), 40 jaar (Fig 6.20 t.e.m. 6.25), 50 jaar (Fig 6.26 t.e.m. 6.31) en 100 jaar (Fig 6.32 en 6.37). Voor deze simulatie zijn tijd-concentratiegrafieken van de plaatsen P1 t.e.m. P5 voorgesteld (Fig 6.38 t.e.m. 6.39) voor de lagen KZ2 (onderaan) en KZ1.

Van de simulatie met adsorptie zijn enkel de resultaten na 50 jaar (Fig 6.40 t.e.m. 6.45) en 100 jaar (Fig 6.46 t.e.m. 6.51) voorgesteld.

6.4 Conclusies en opmerkingen

1° Het meest opvallende verschijnsel is de verspreiding van stortperkolaat naar het noordoosten. Tussen het noorden van de visvijver en de inham van het zeekanaal Gent-Terneuzen vindt een verspreiding in de richting van de Karnemelkpolder plaats. De concentraties blijven beperkt tot maximaal enkele procenten. De verontreinigingspluim zal sneller in de laag KZ1 dan in de laag KZ2 voortschrijden. Na 50 jaar zou een conservatieve parameter zich in de laag KZ2 reeds onder het zuidelijk deel van de Karnemelkpolder bevinden, in de laag KZ1 reeds nabij de Belgisch-Nederlandse grens.

2° De uitbreiding van de pluim in noordwestelijke richting kan vergeleken worden met de analyseresultaten van peilbuis SB10. Hierin werden (zeer) lage gehalten benzeen gevonden.

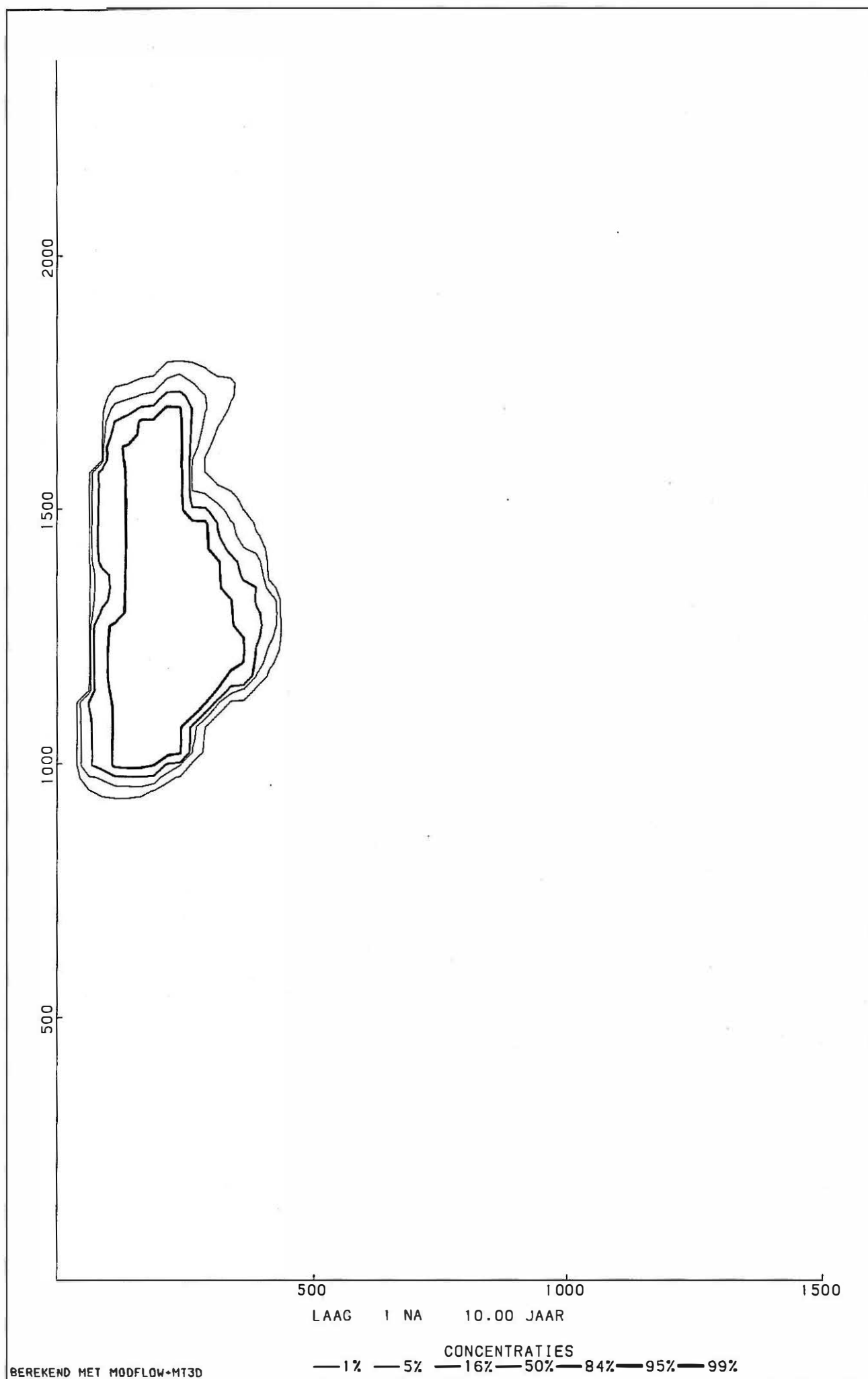


Fig. 6.2 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

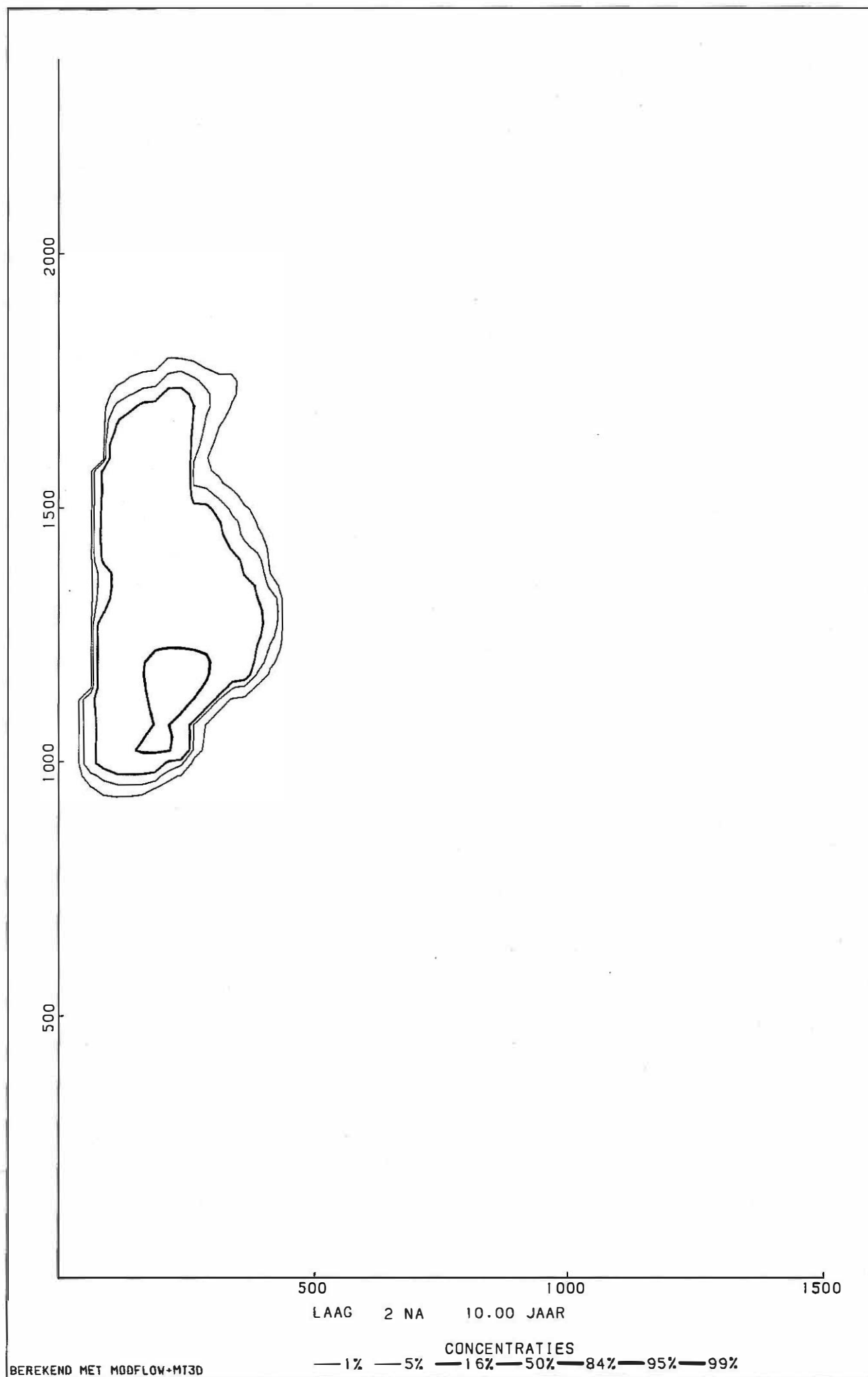


Fig. 6.3 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

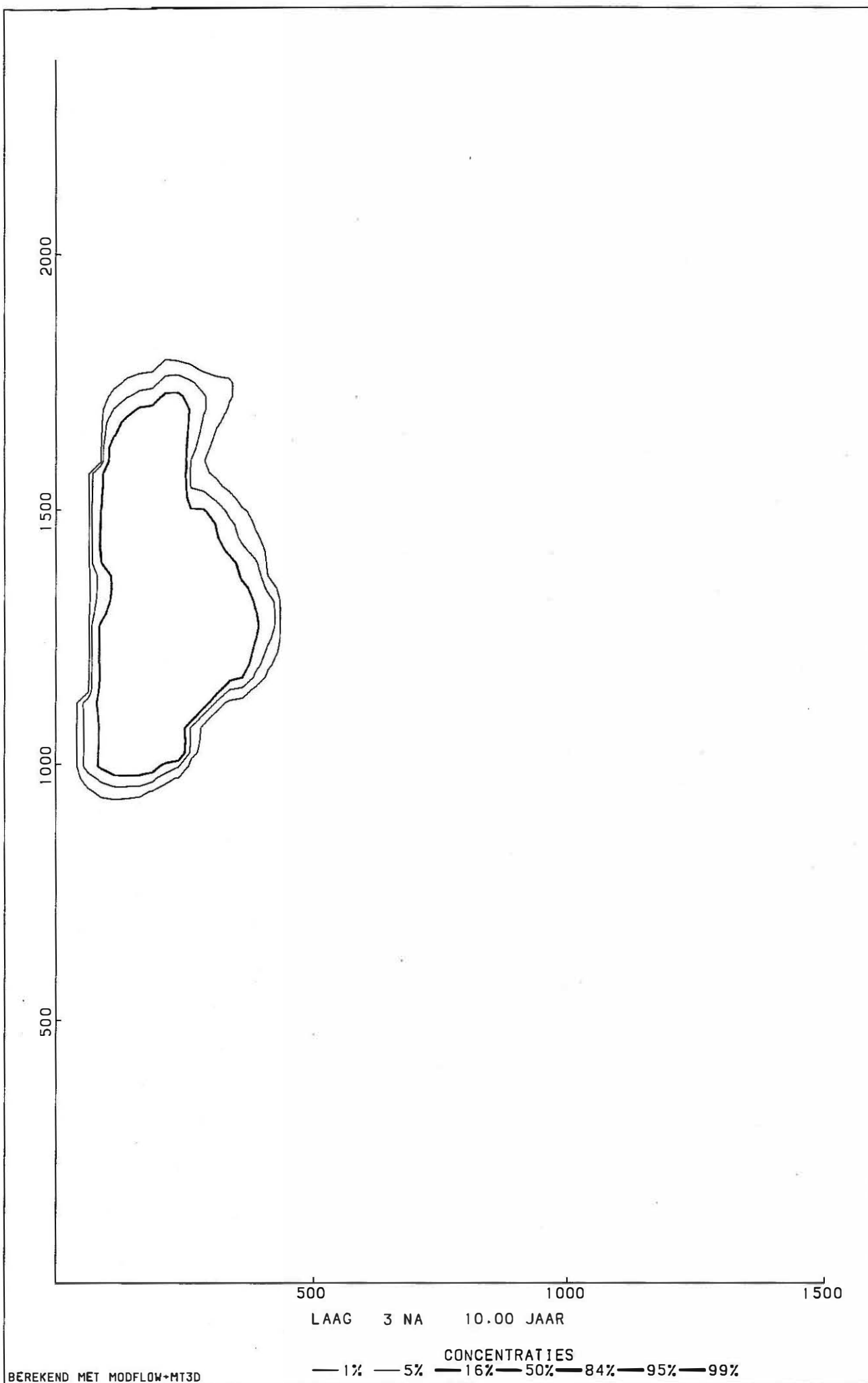


Fig. 6.4 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

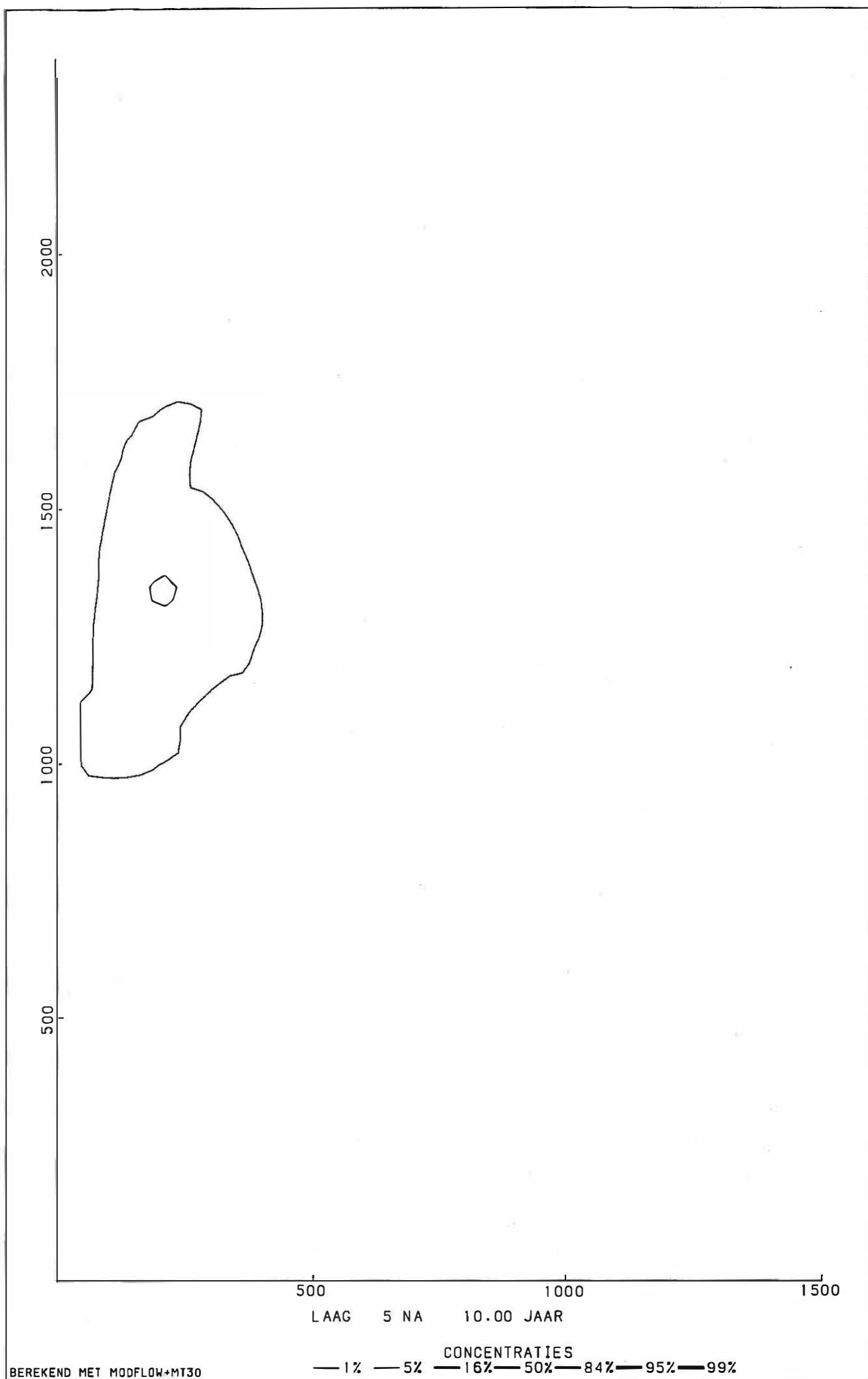


Fig. 6.5 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

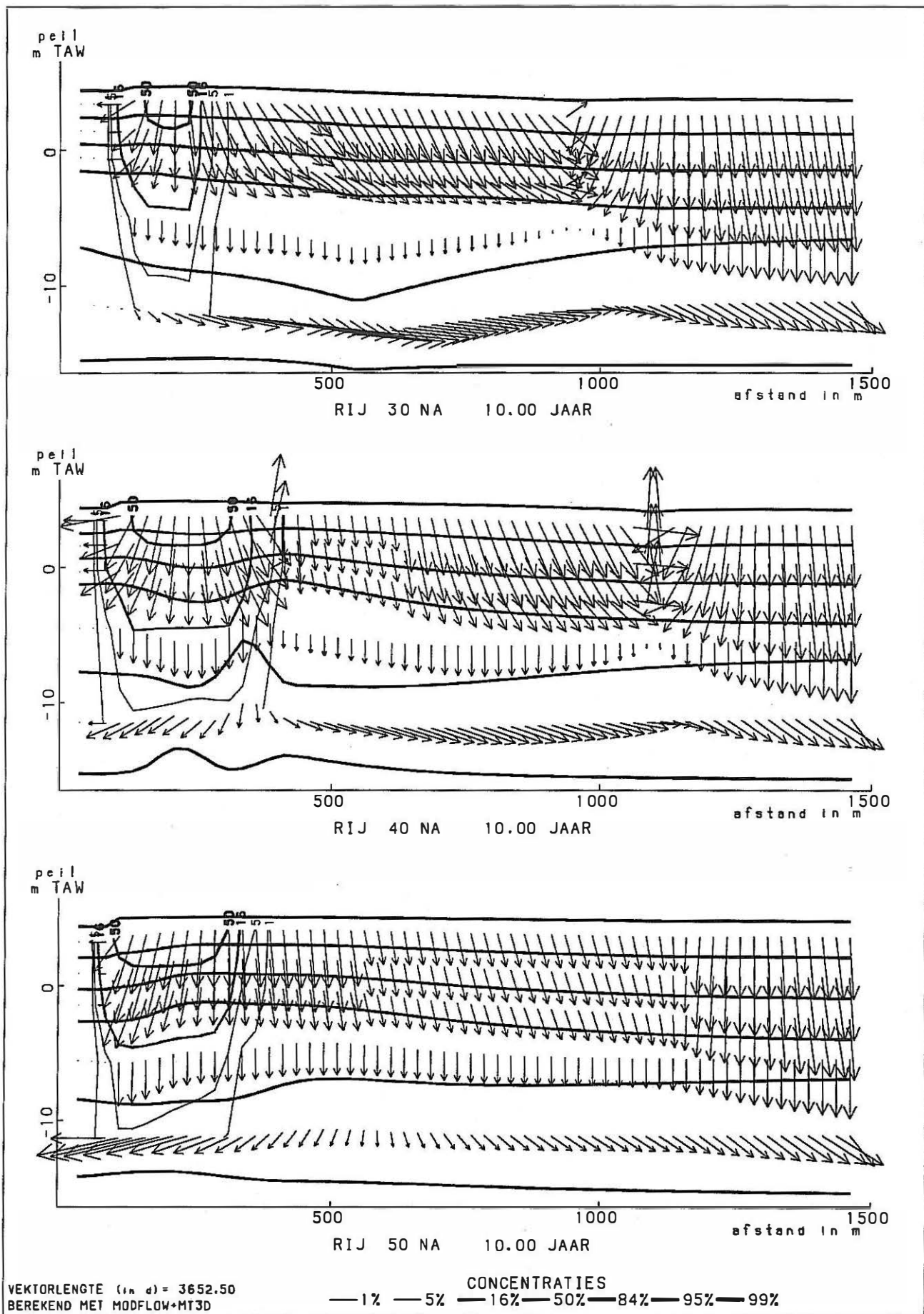


Fig. 6.6 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar volgens W-E gerichte profielen

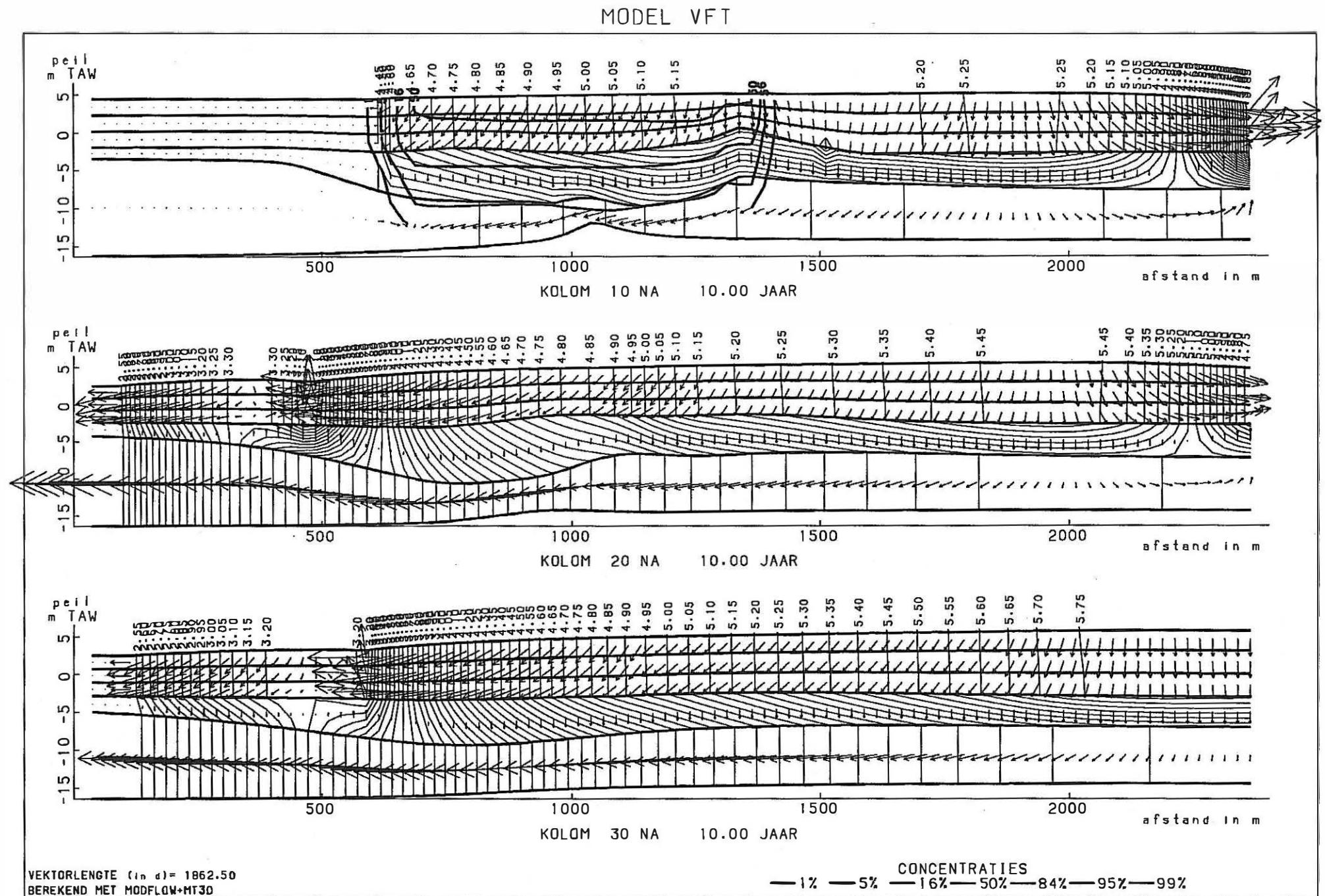


Fig. 6.7 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 10 jaar volgens N-S gerichte profielen

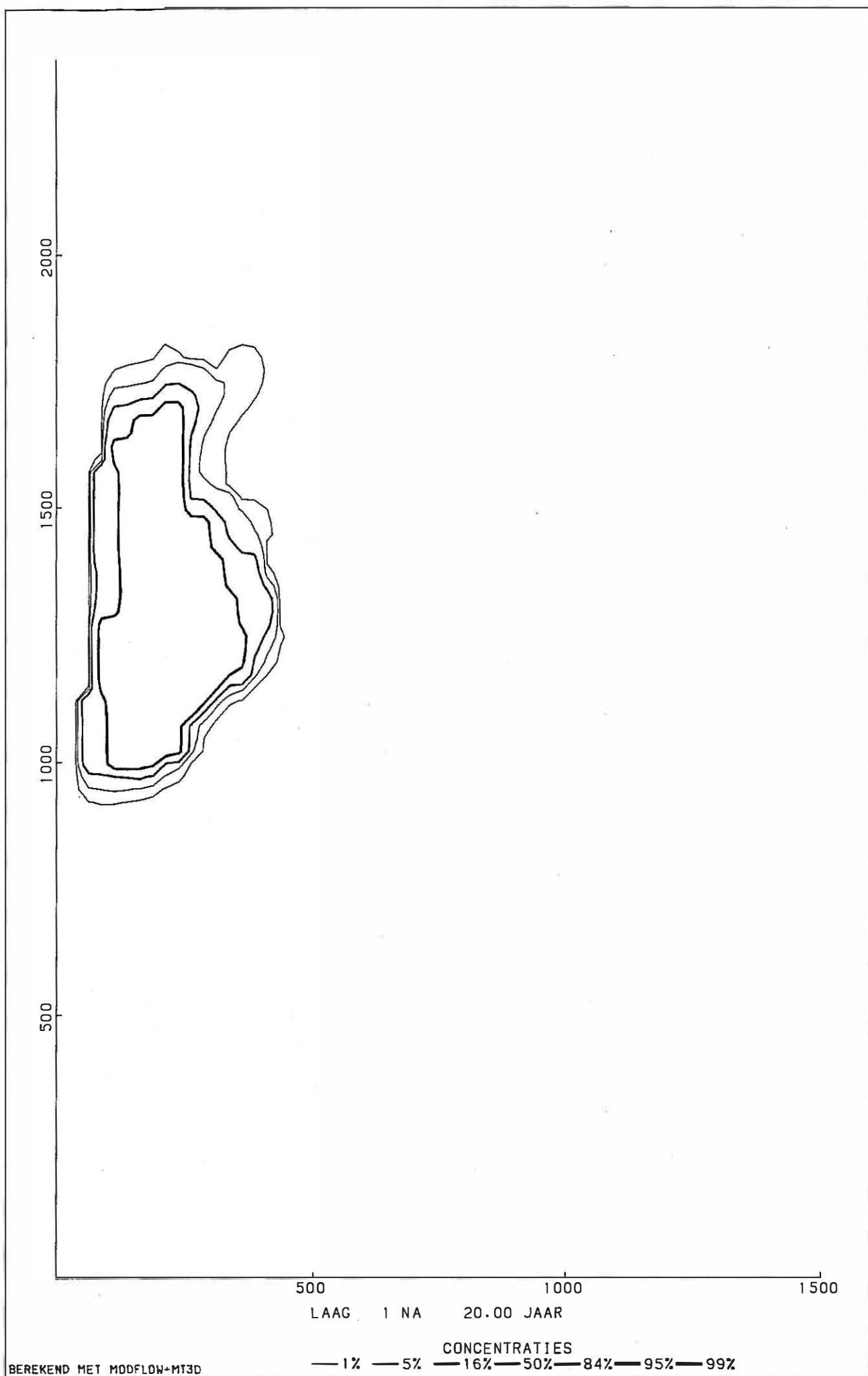


Fig. 6.8 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

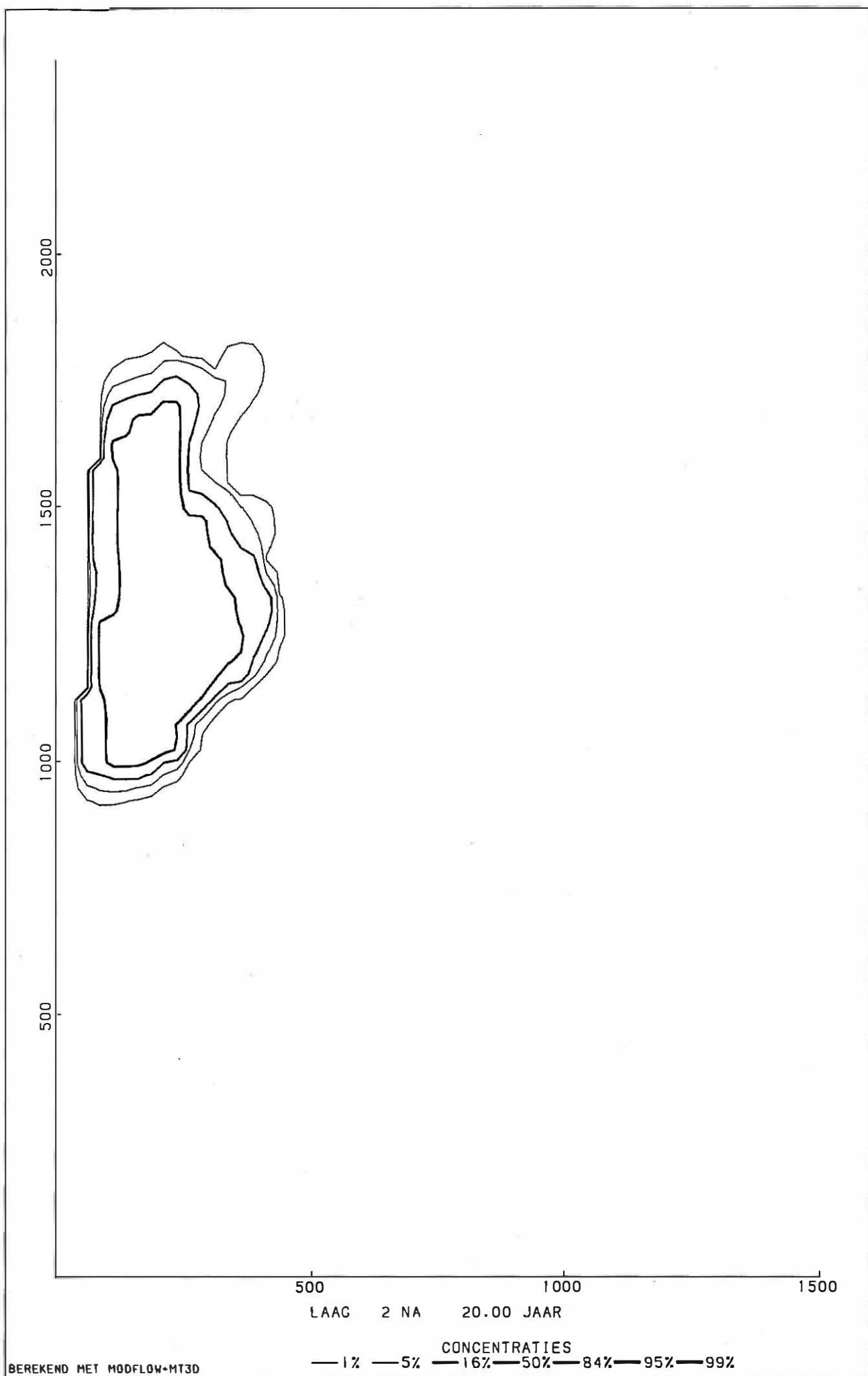


Fig. 6.9 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

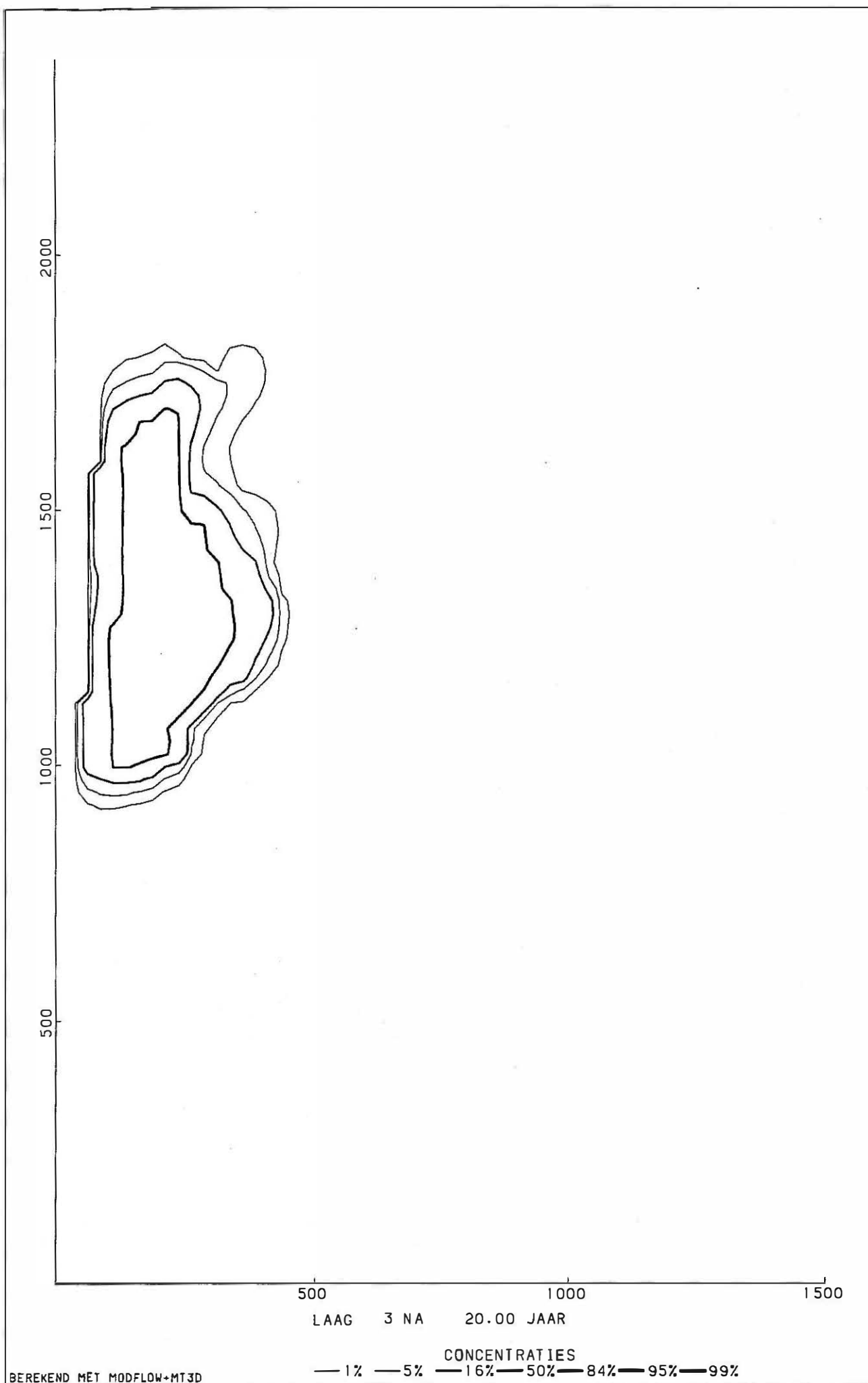


Fig. 6.10 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

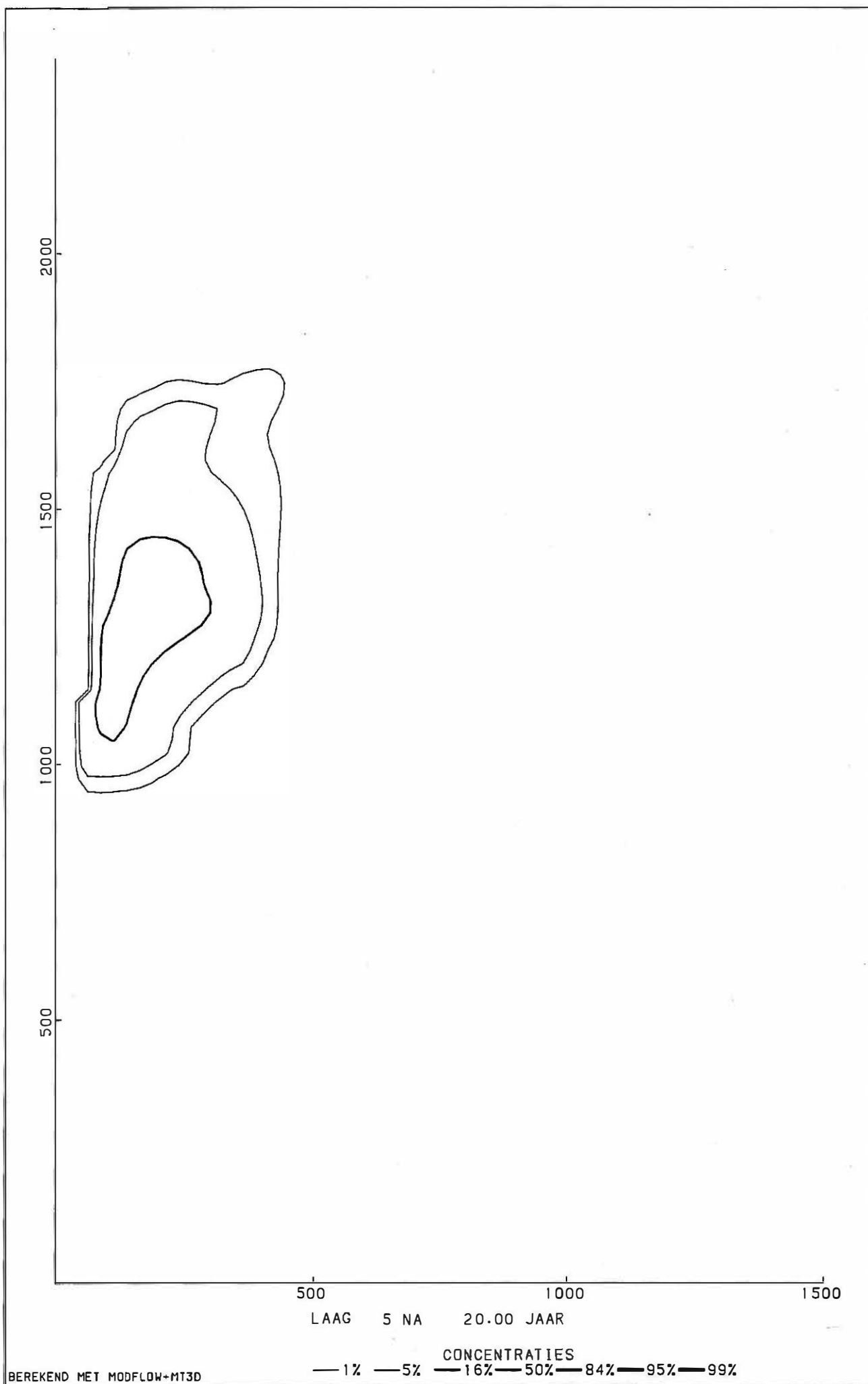


Fig. 6.11 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

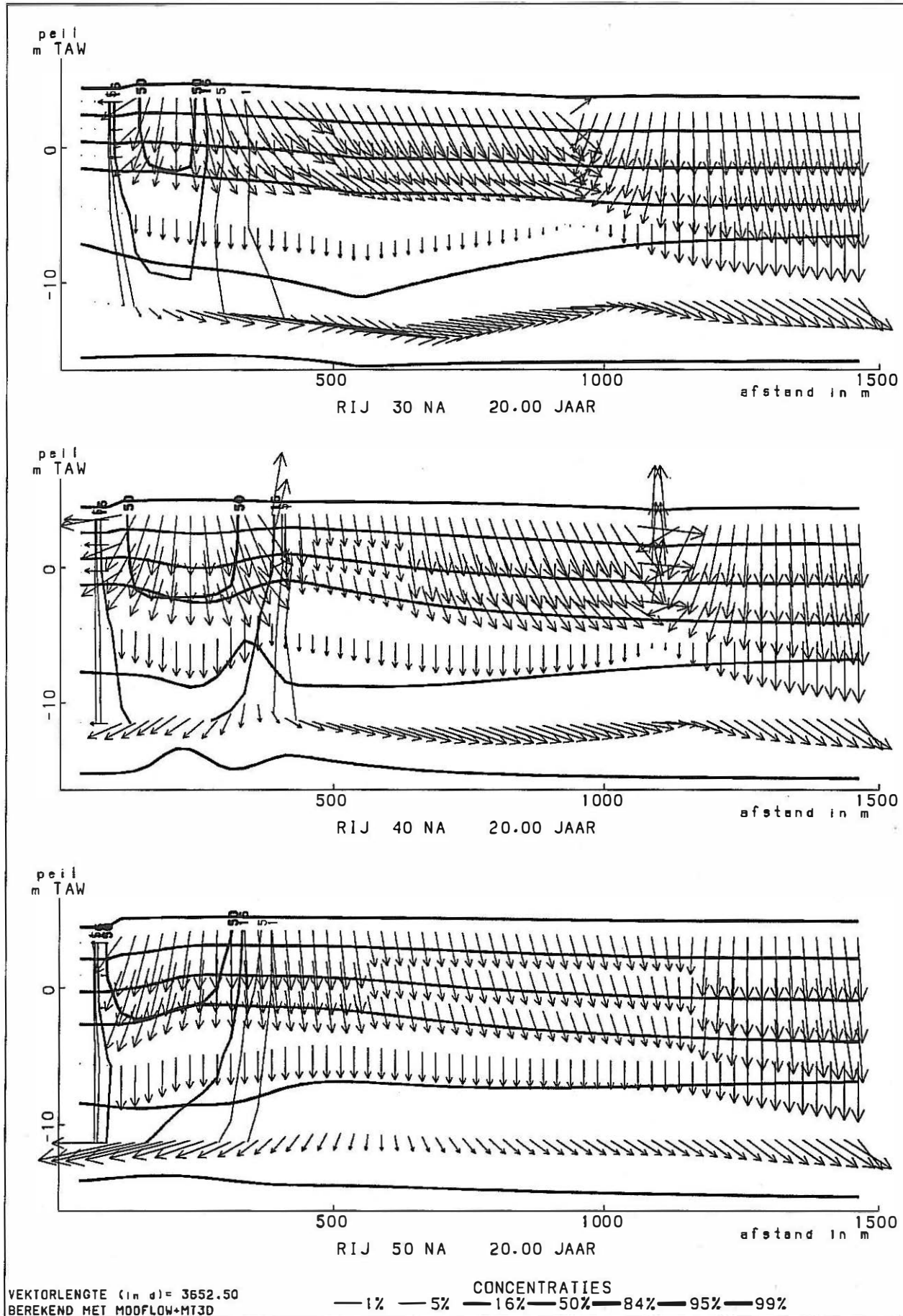


Fig. 6.12 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

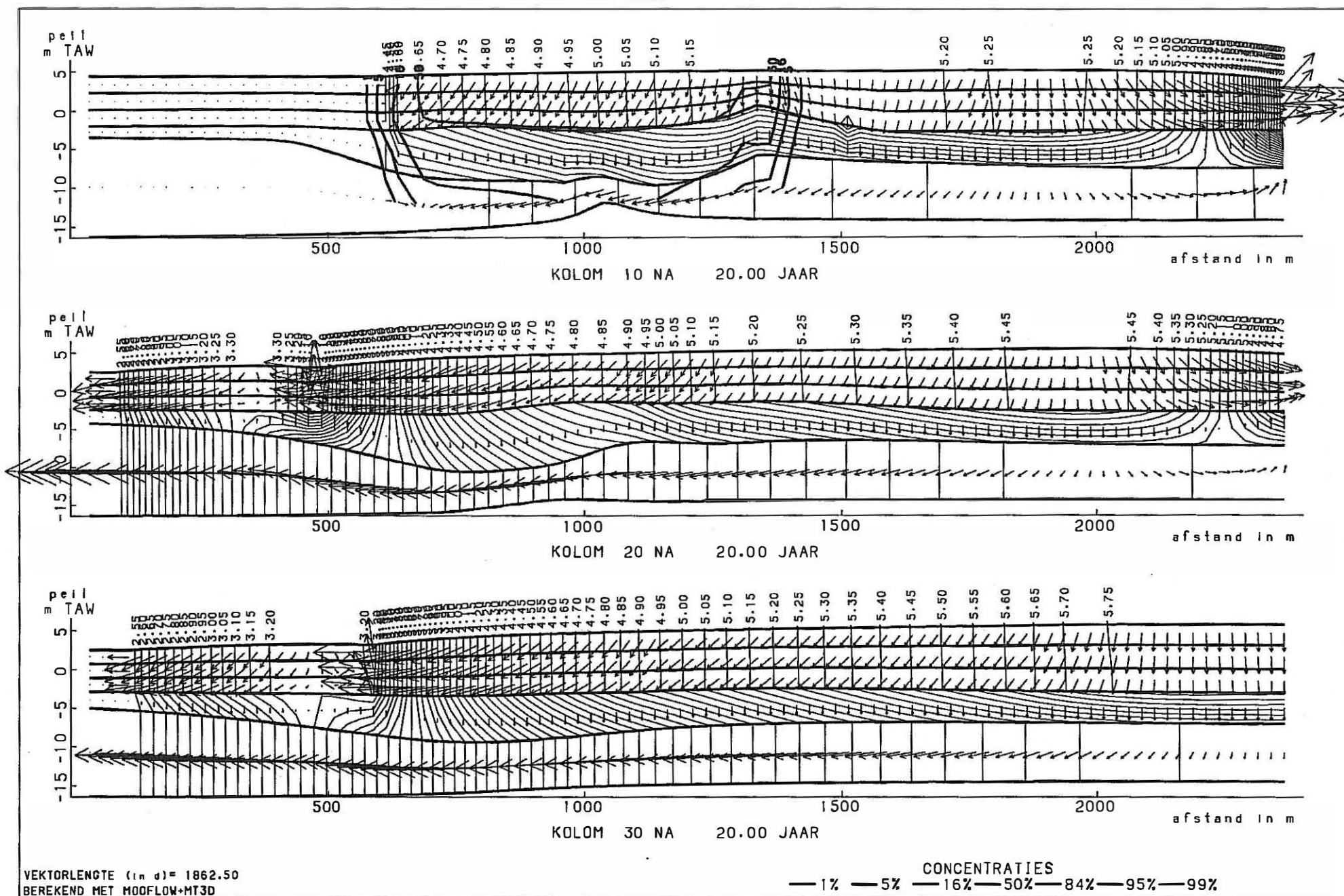


Fig. 6.13 MTD3 model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 20 jaar volgens N-S gerichte profielen

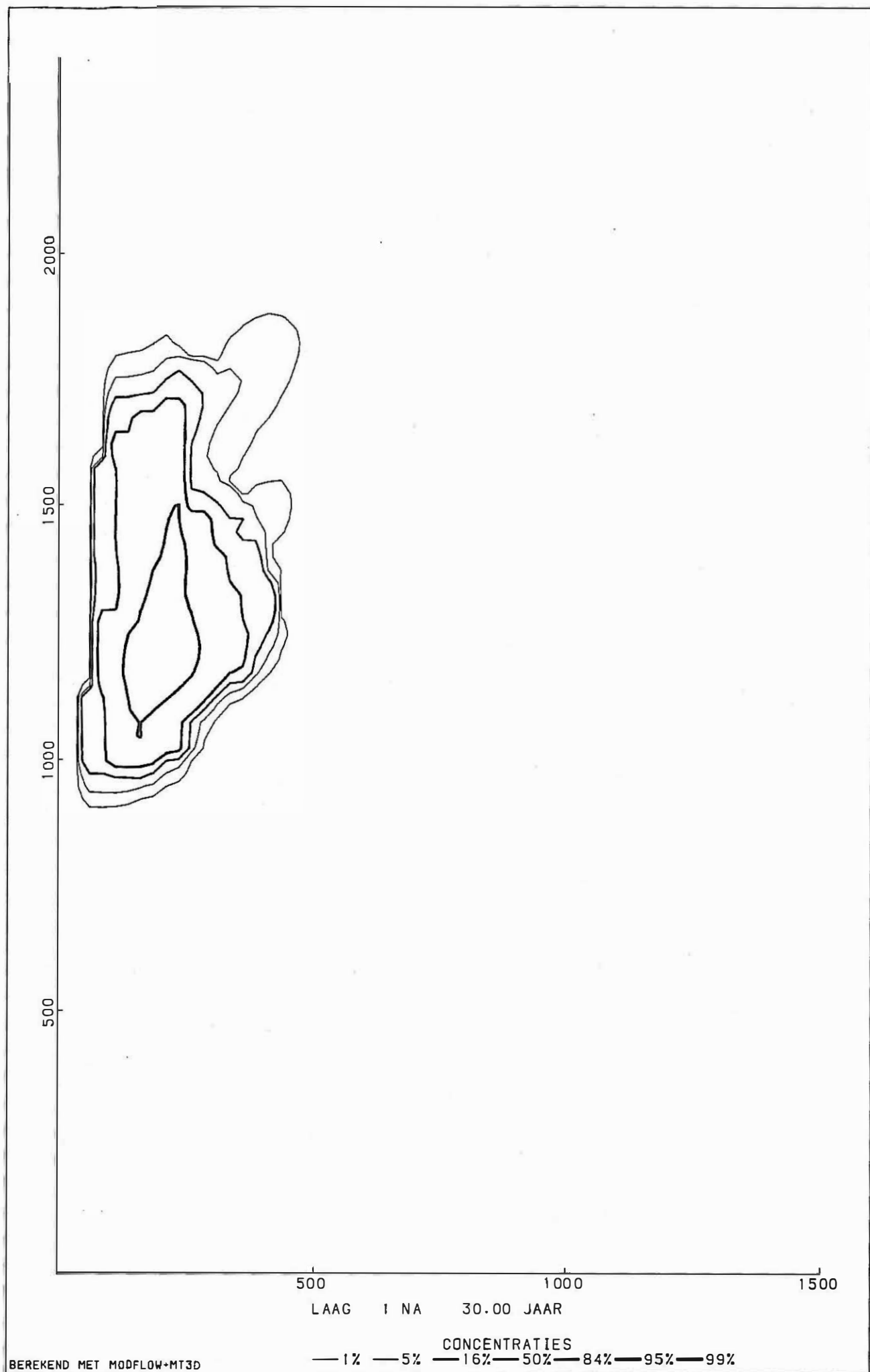


Fig. 6.14 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

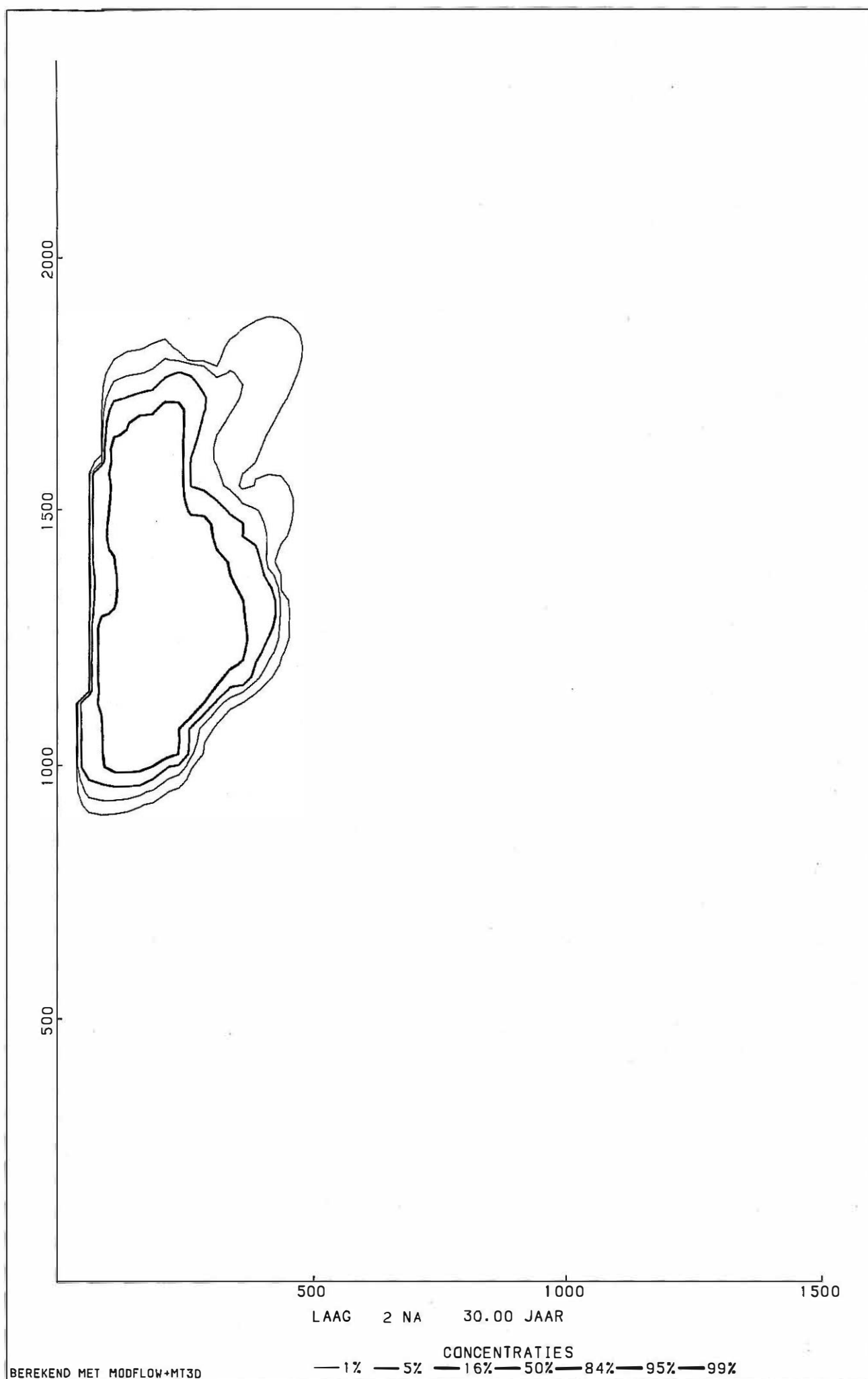


Fig. 6.15 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

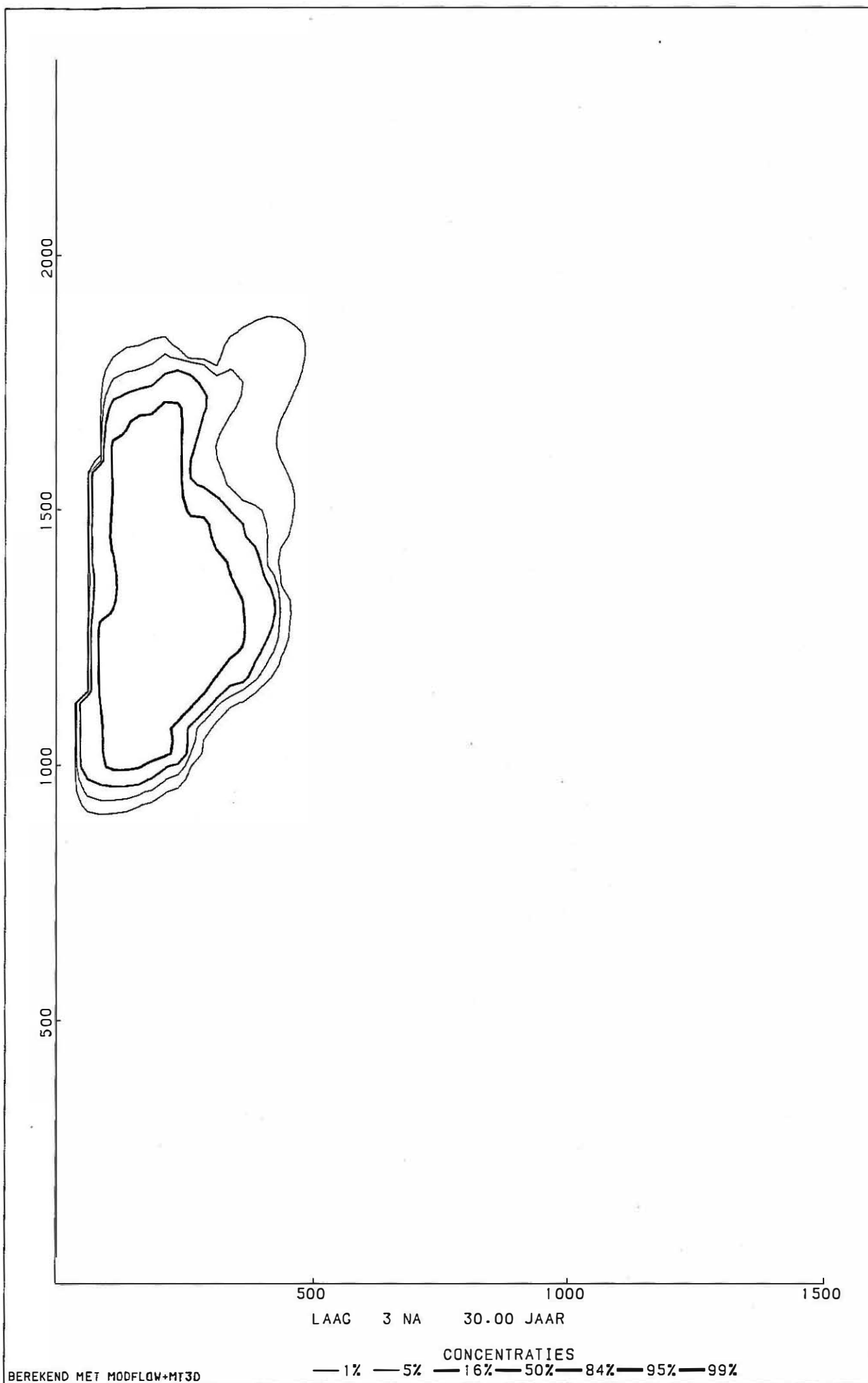


Fig. 6.16 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

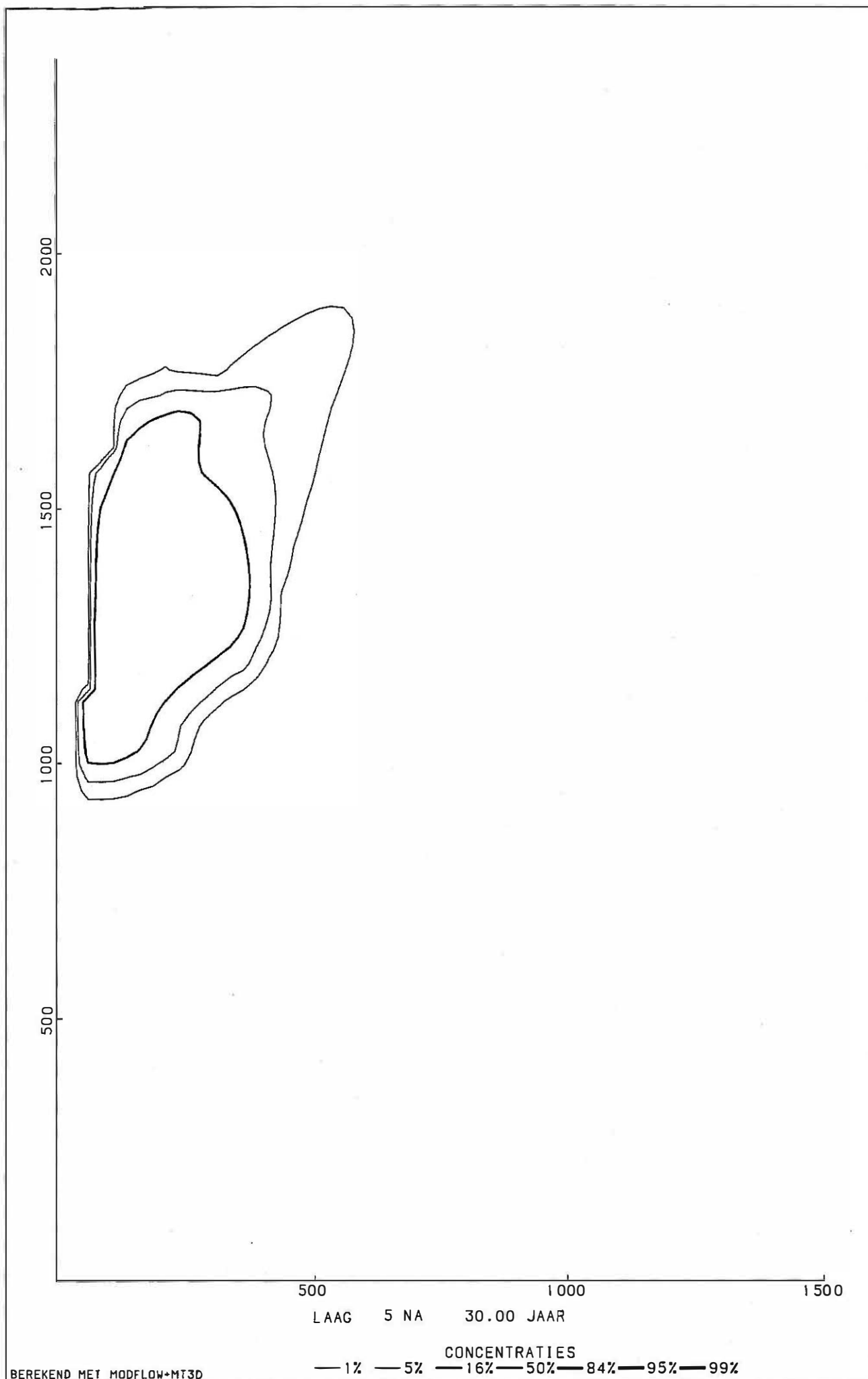


Fig. 6.17 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

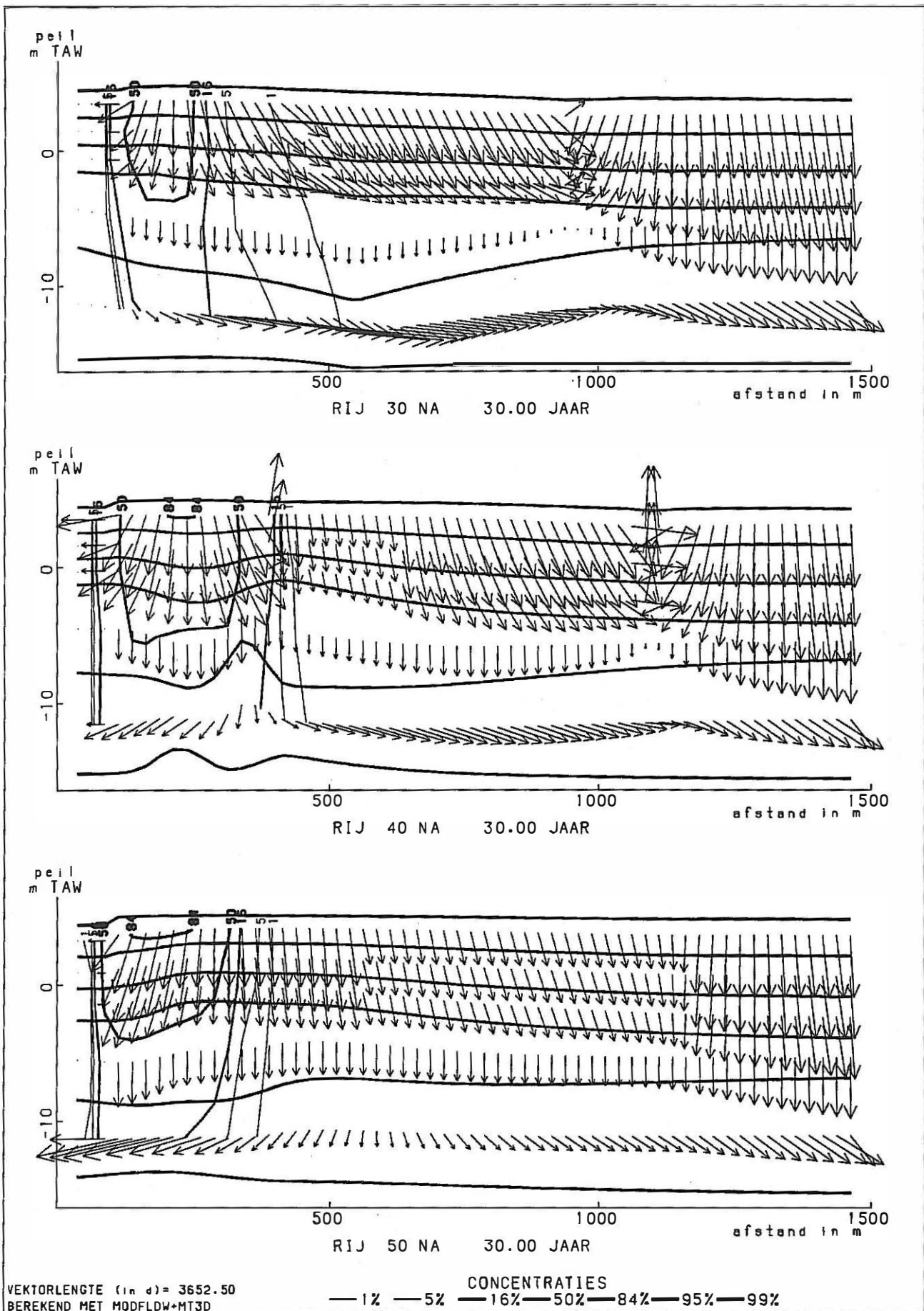


Fig. 6.18 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van pollutanten na 30 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

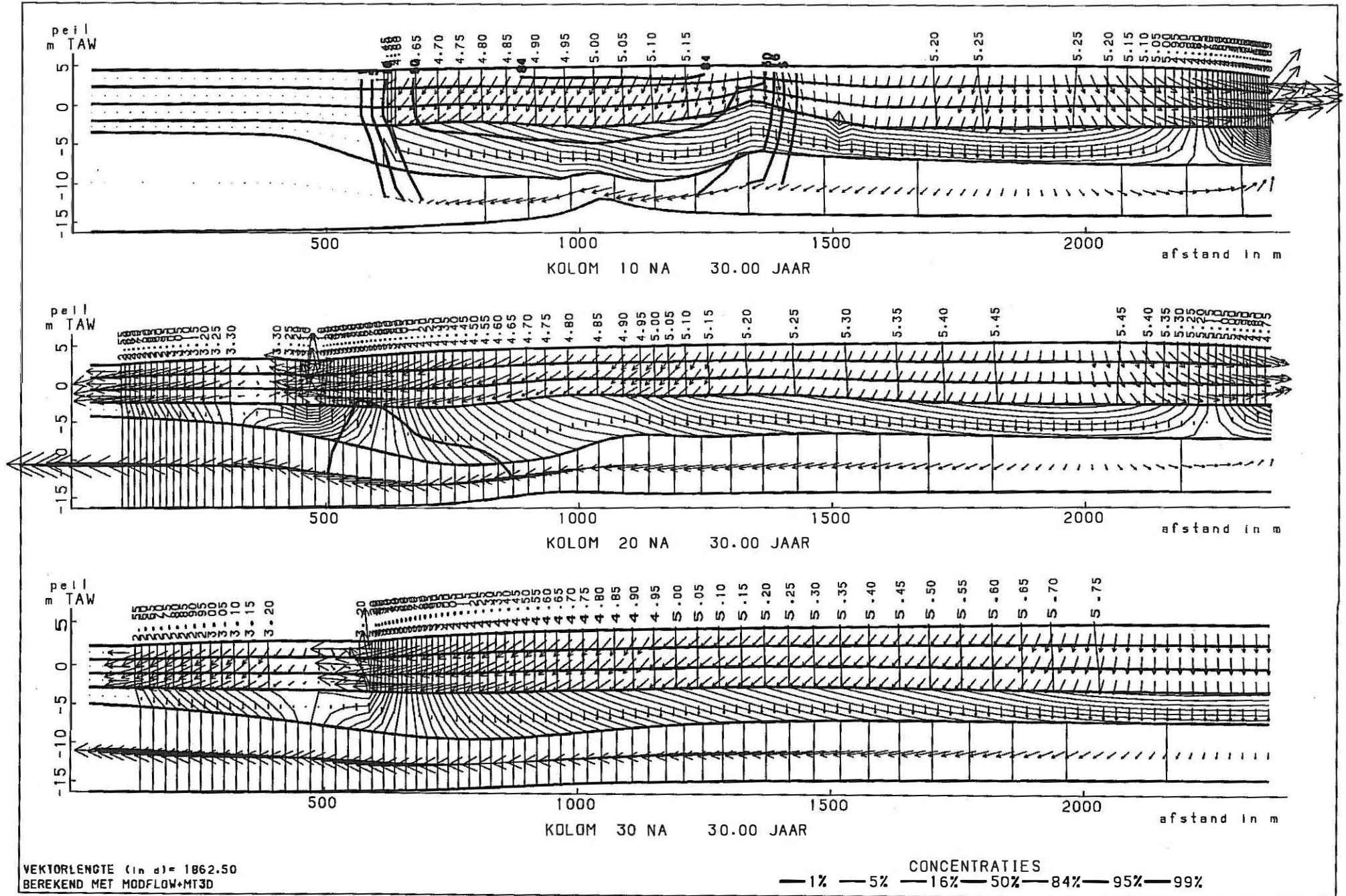


Fig. 6.19 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 30 jaar volgens N-S gerichte profielen

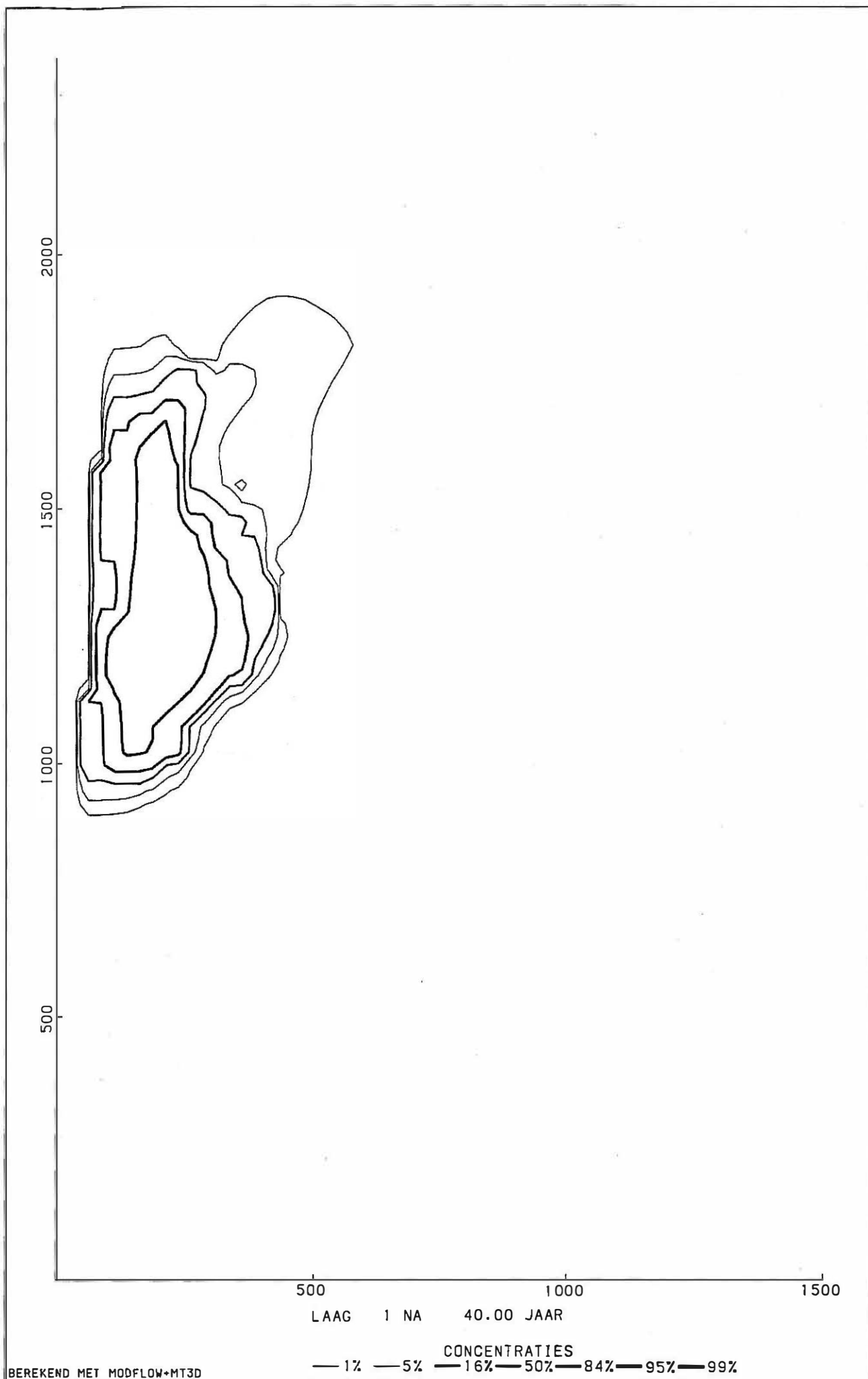


Fig. 6.20 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

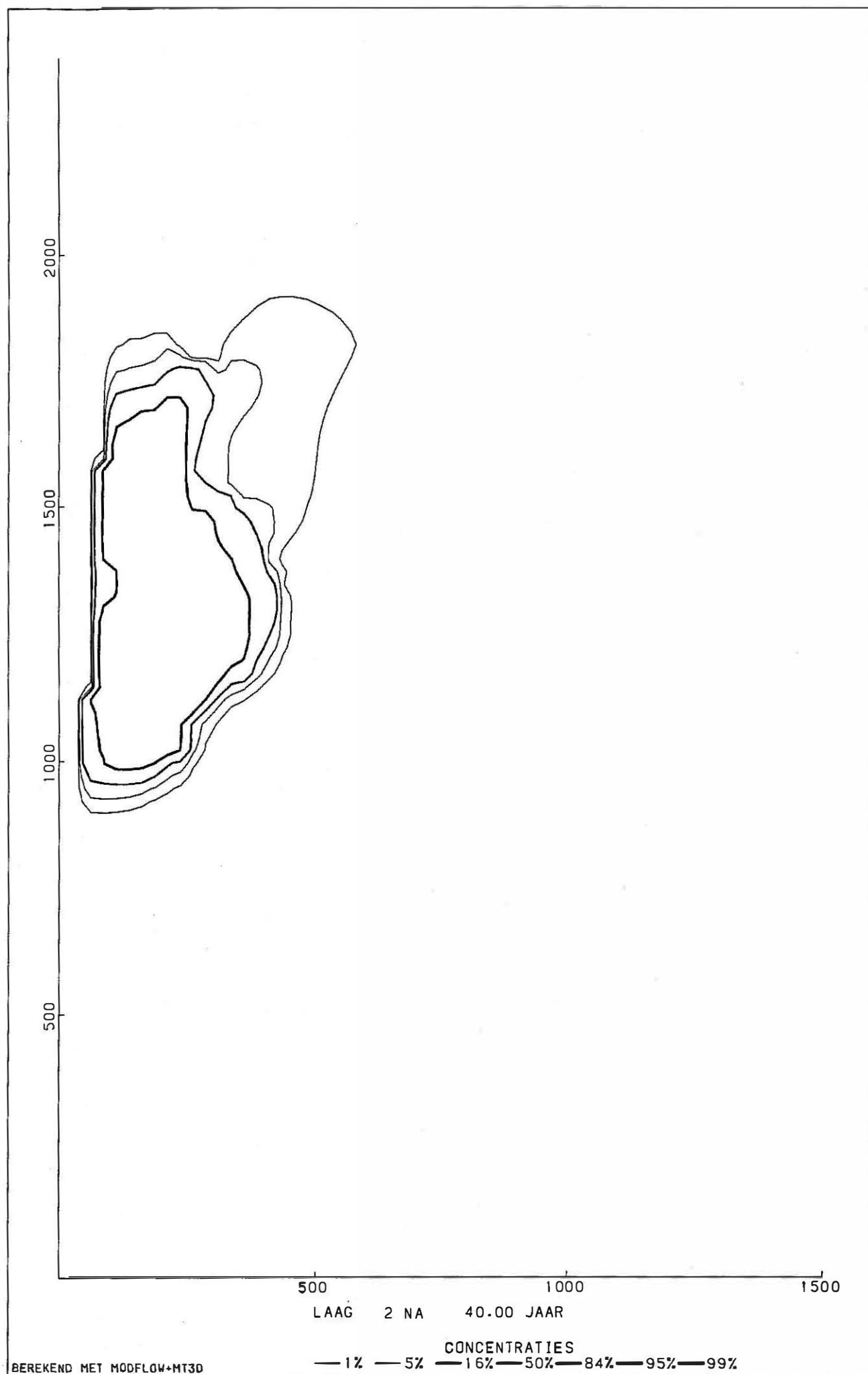


Fig. 6.21 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

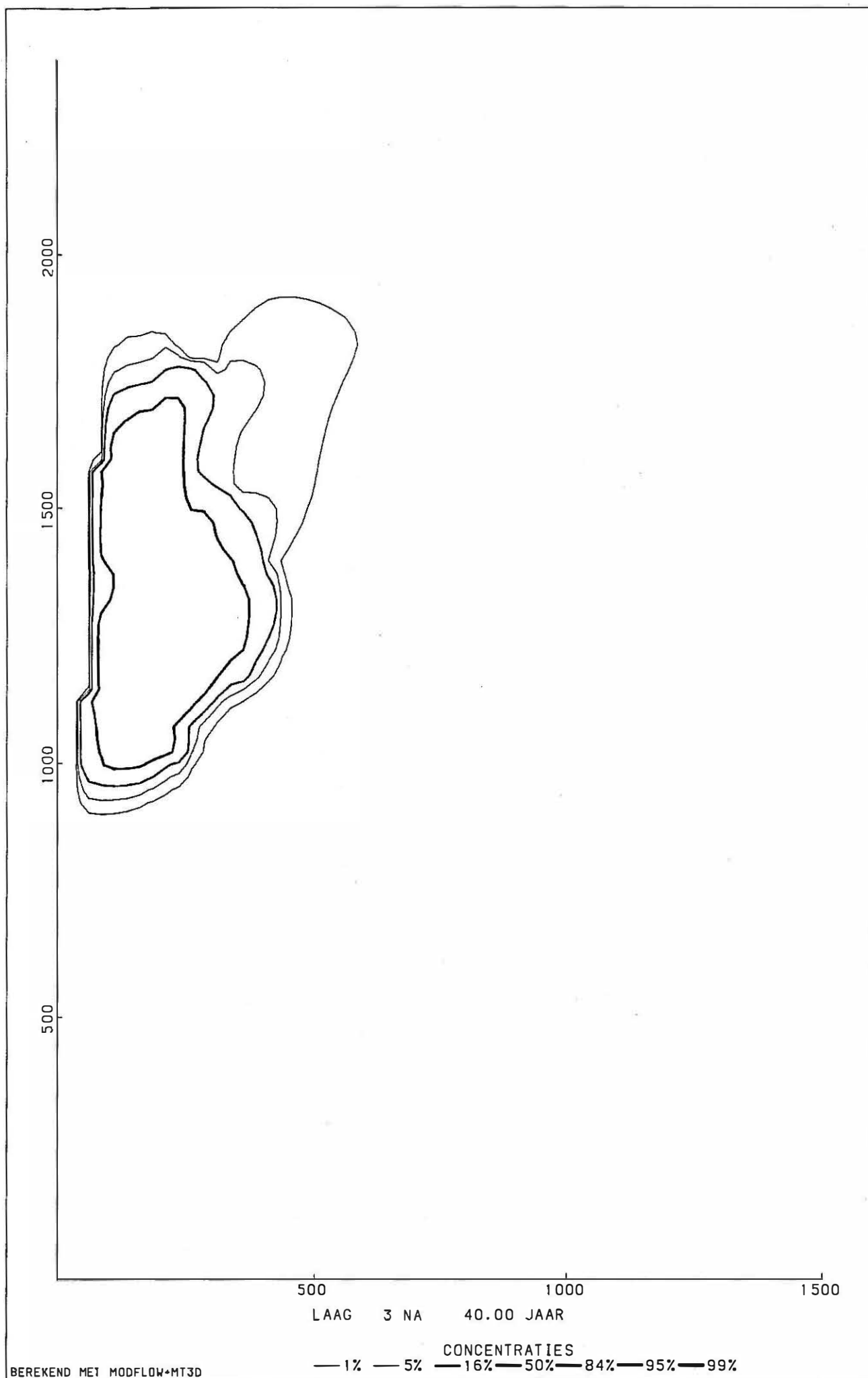


Fig. 6.22 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

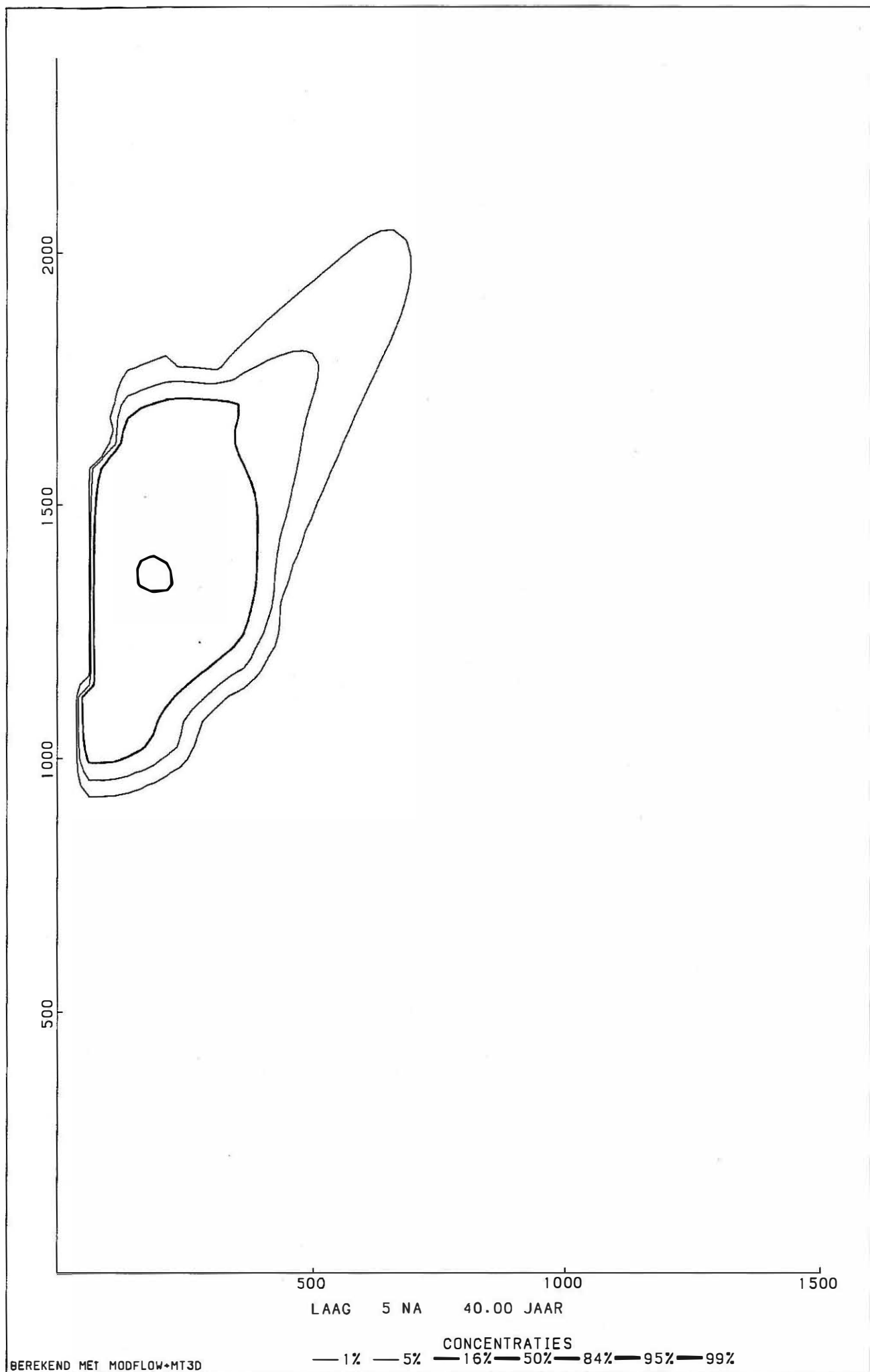


Fig. 6.23 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 40 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

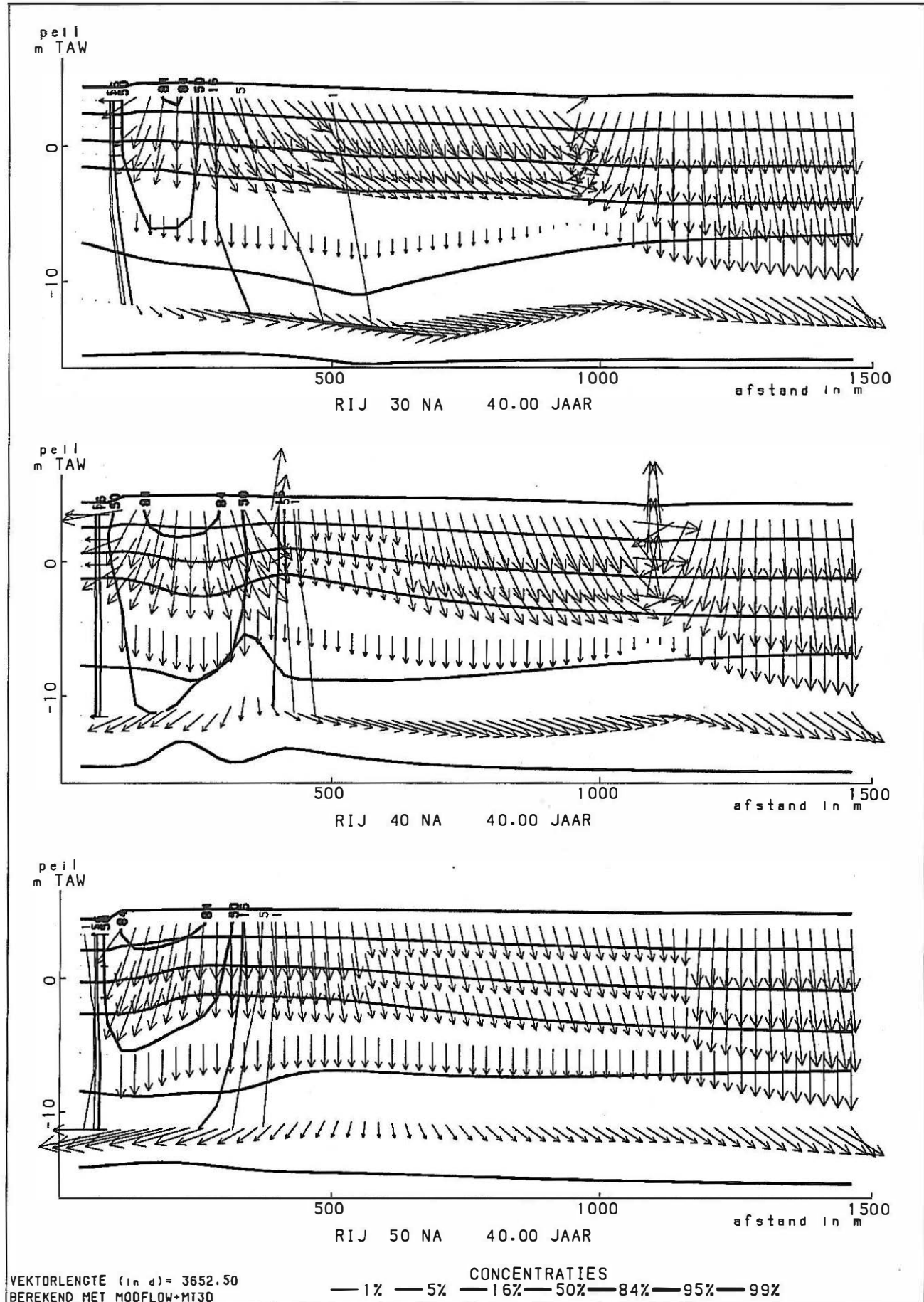


Fig. 6.24 MT3D model : simulatie I : berekende verspreiding van pollutanten na 40 jaar volgens W-E gerichte profielen

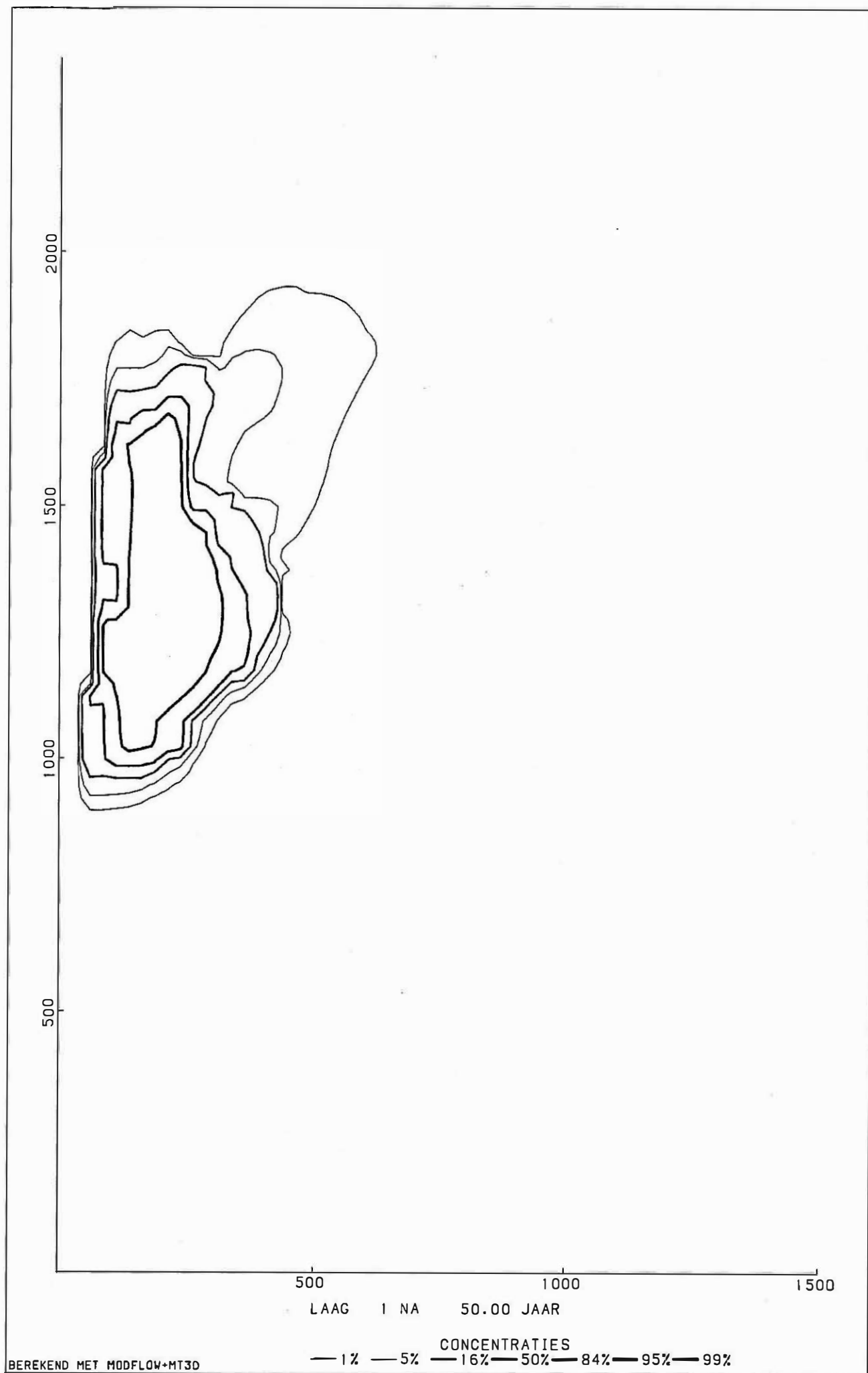


Fig. 6.26 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

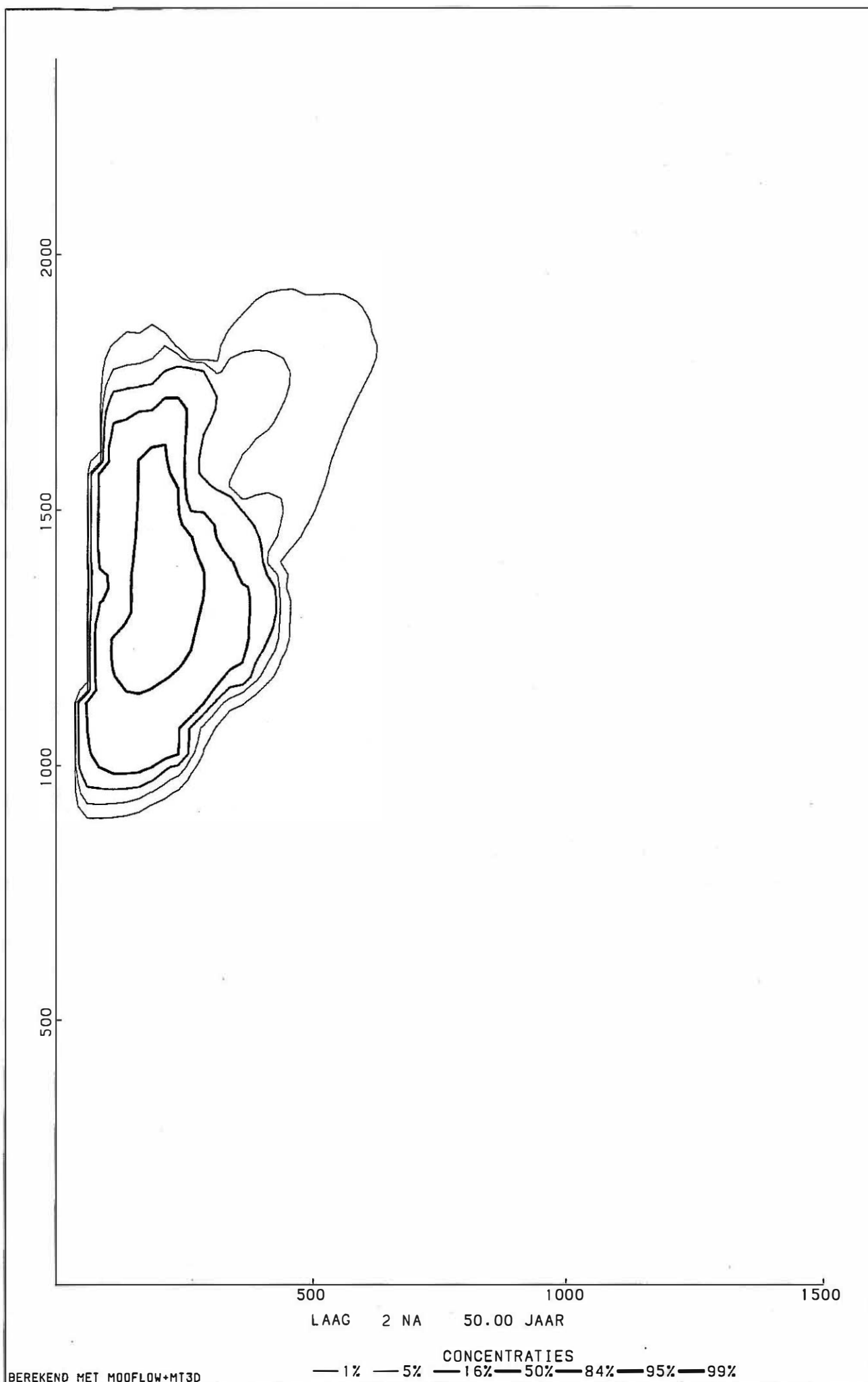


Fig. 6.27 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

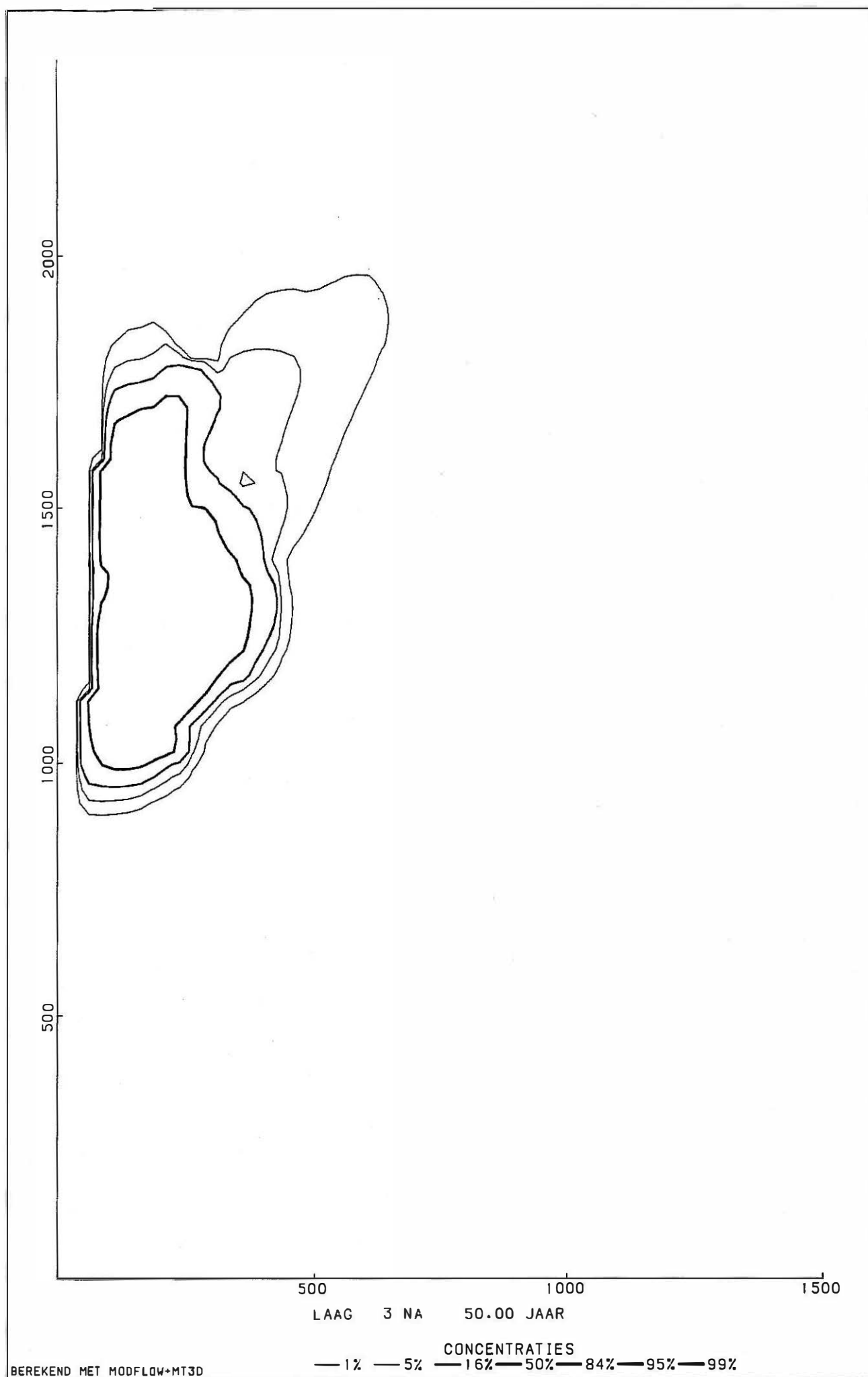


Fig. 6.28 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

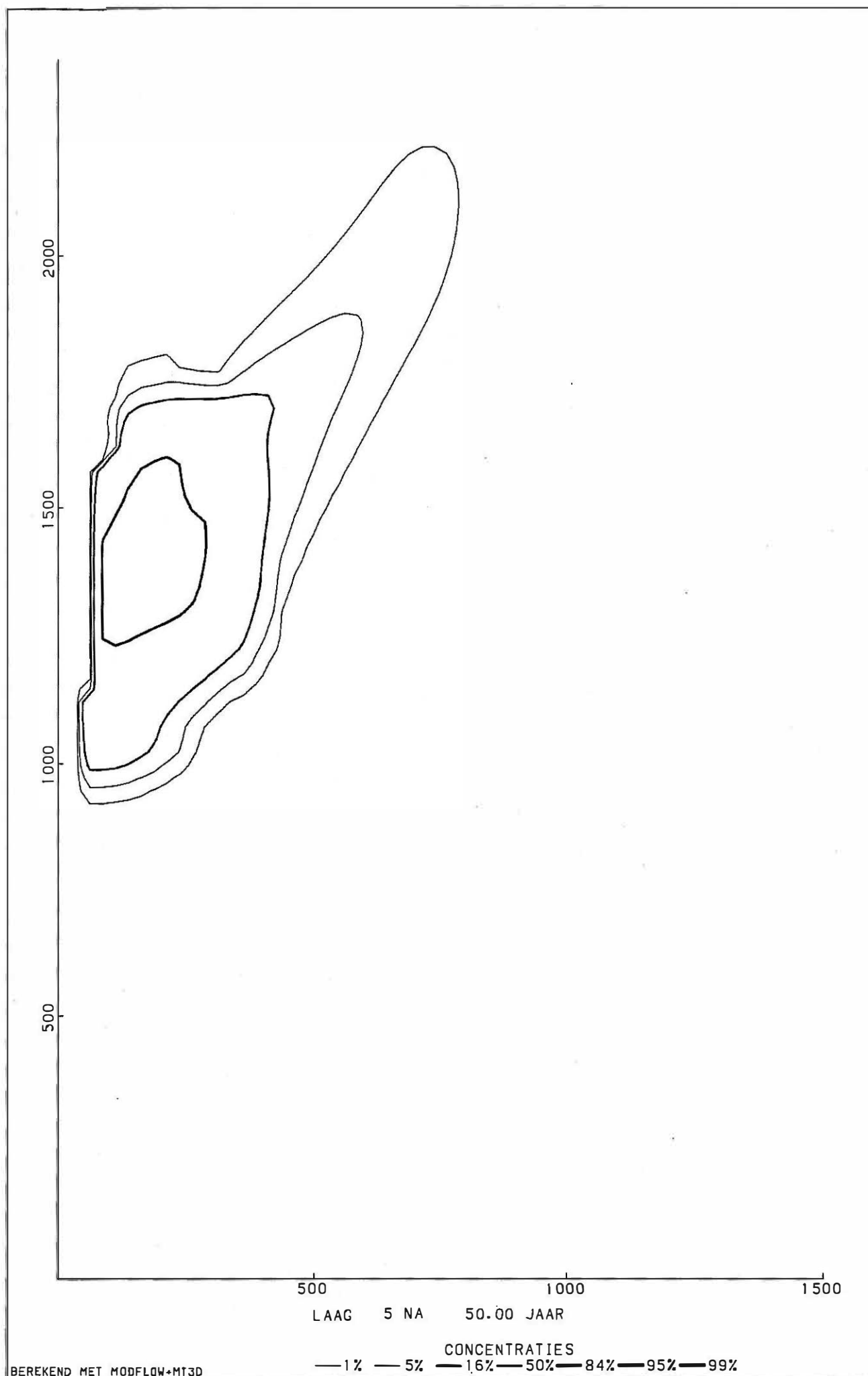


Fig. 6.29 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

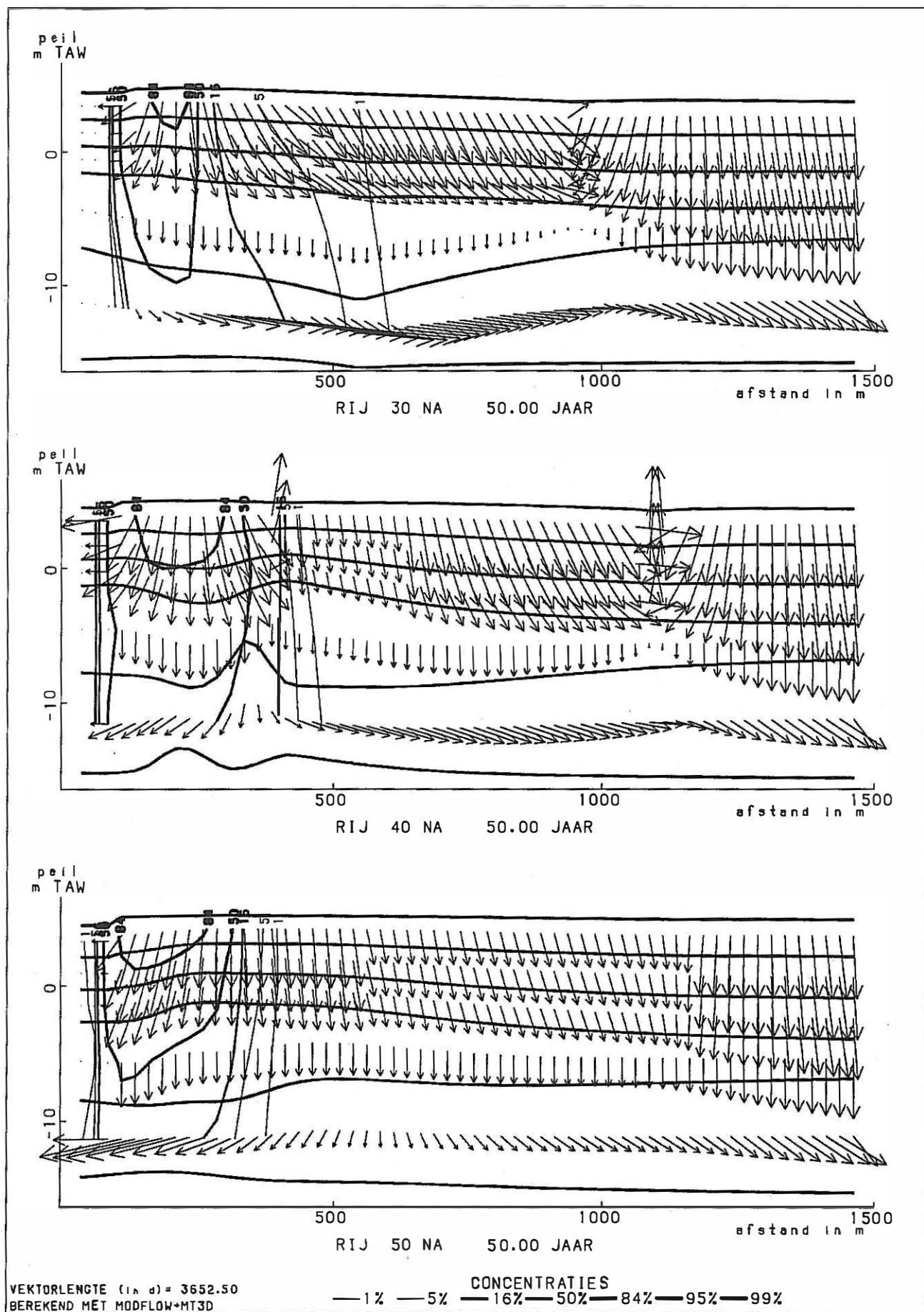


Fig. 6.30 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van pollutanten na 50 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

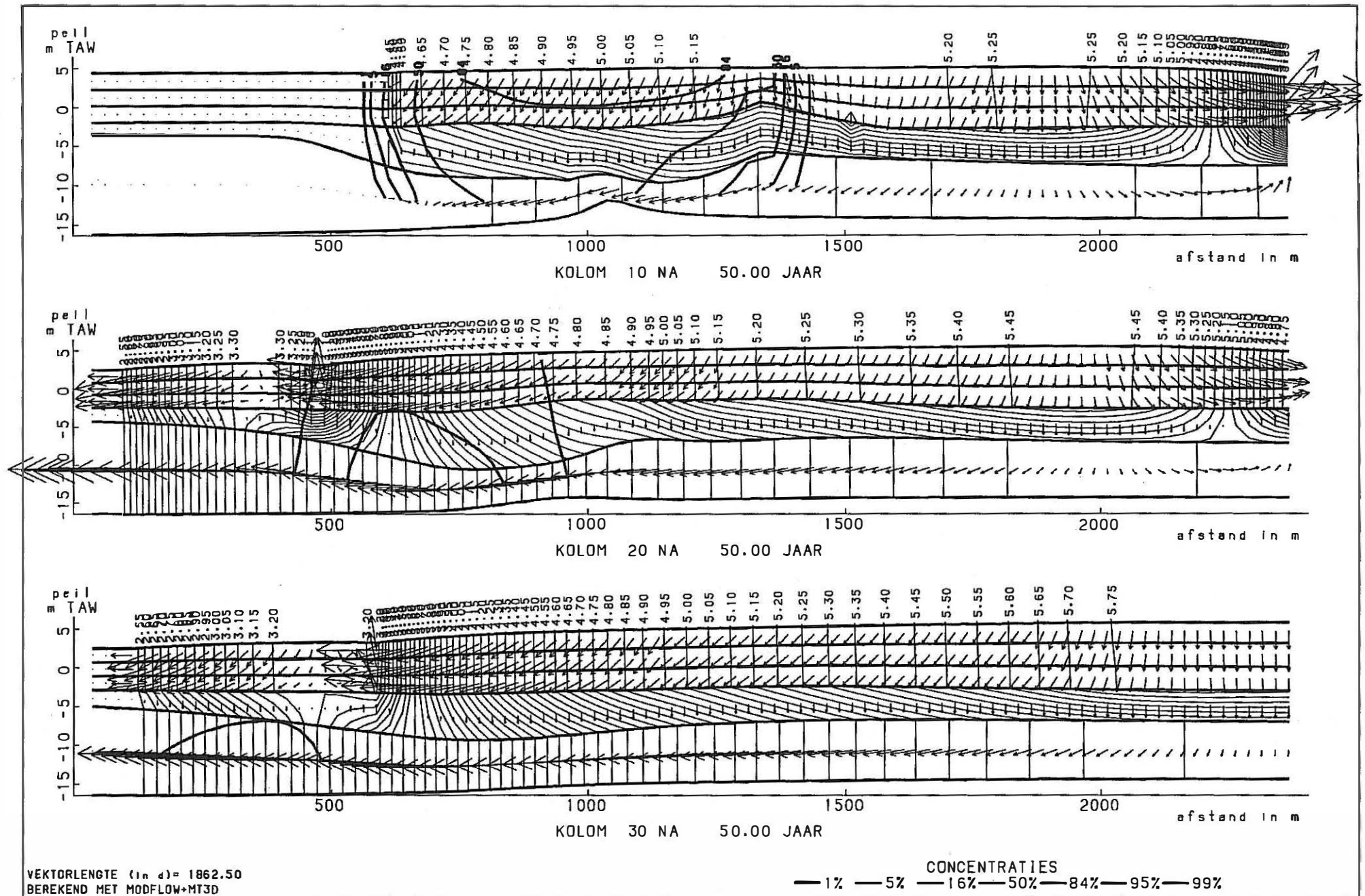


Fig. 6.31 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens N-S gerichte profielen

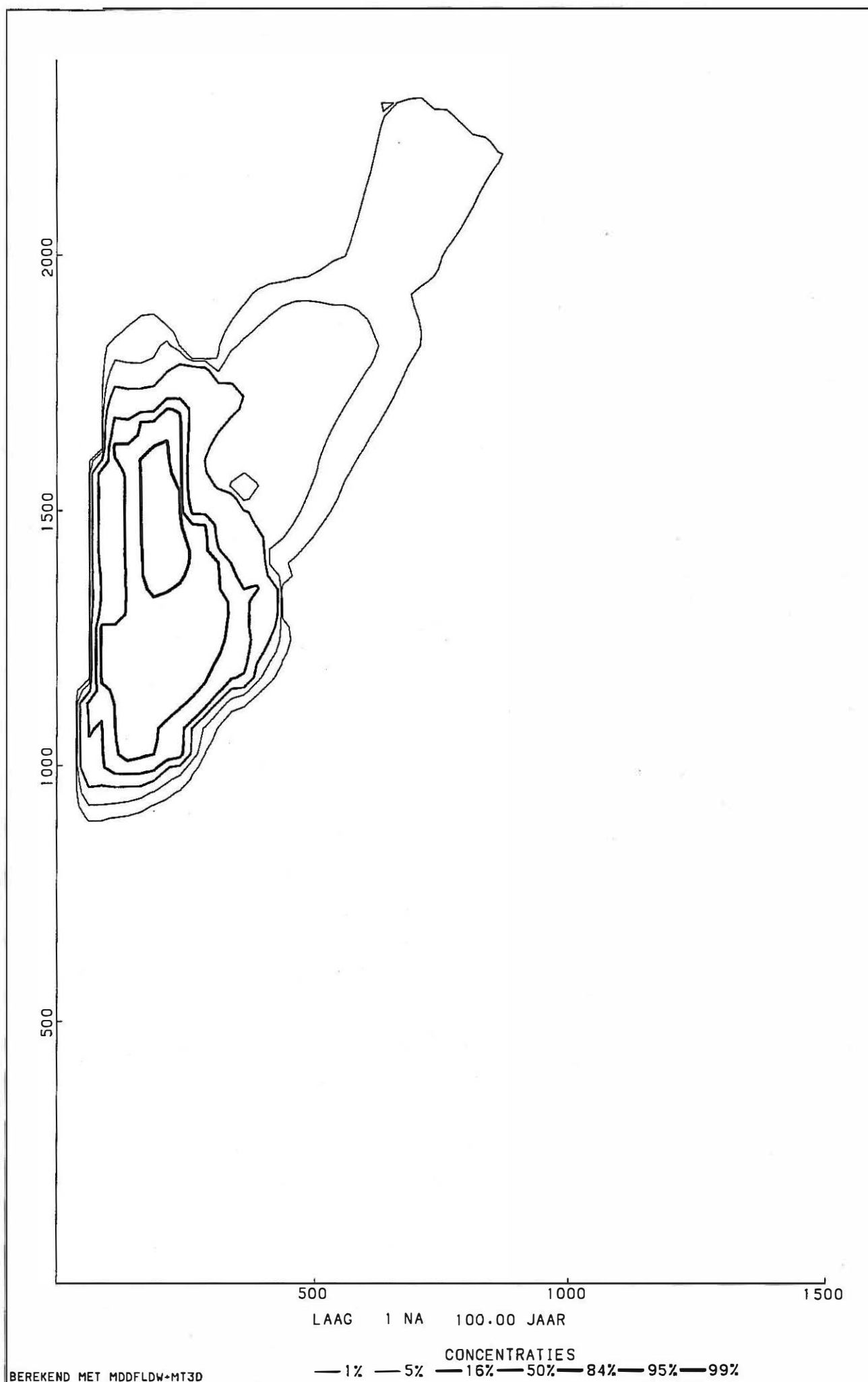


Fig. 6.32 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

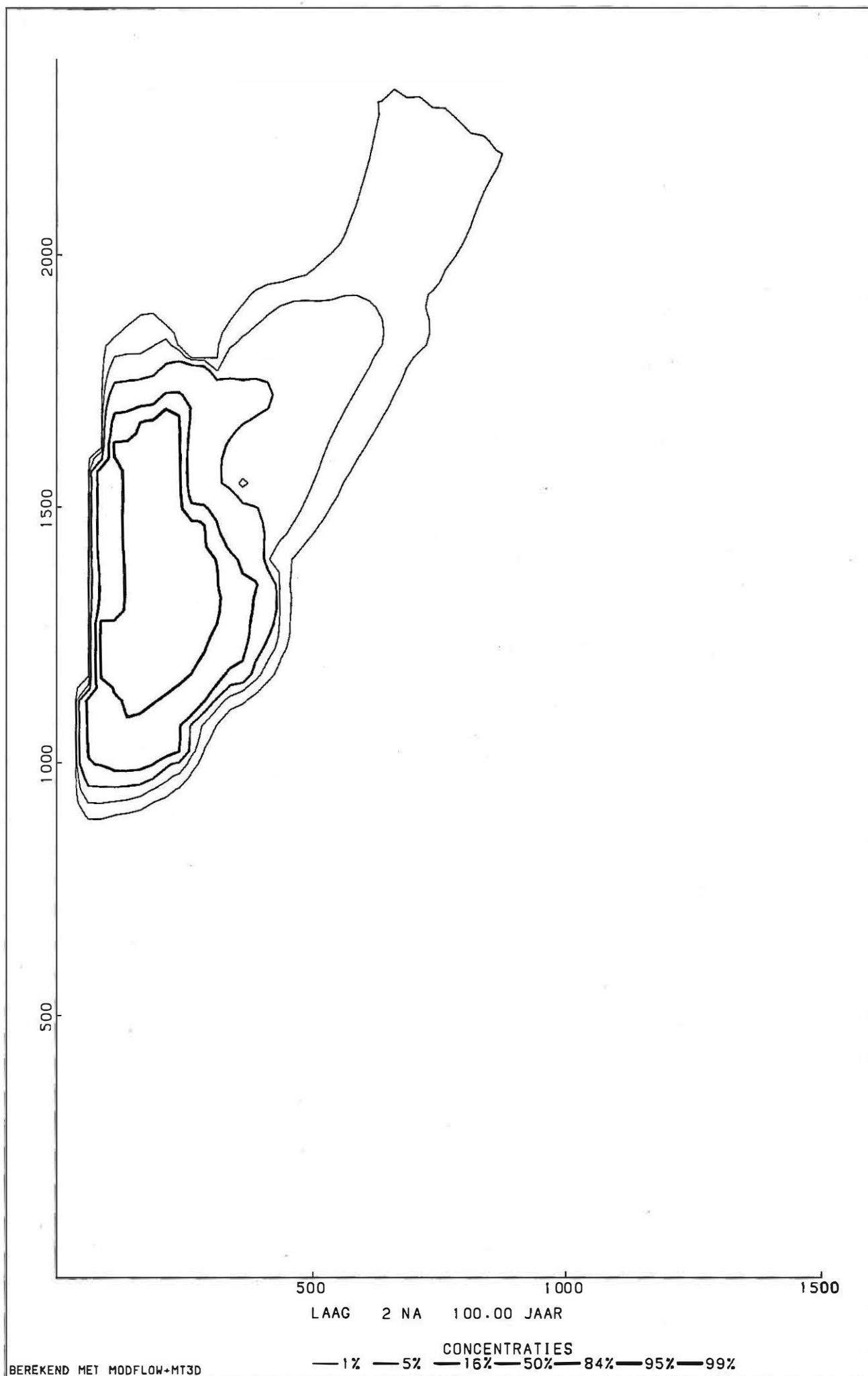


Fig. 6.33 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

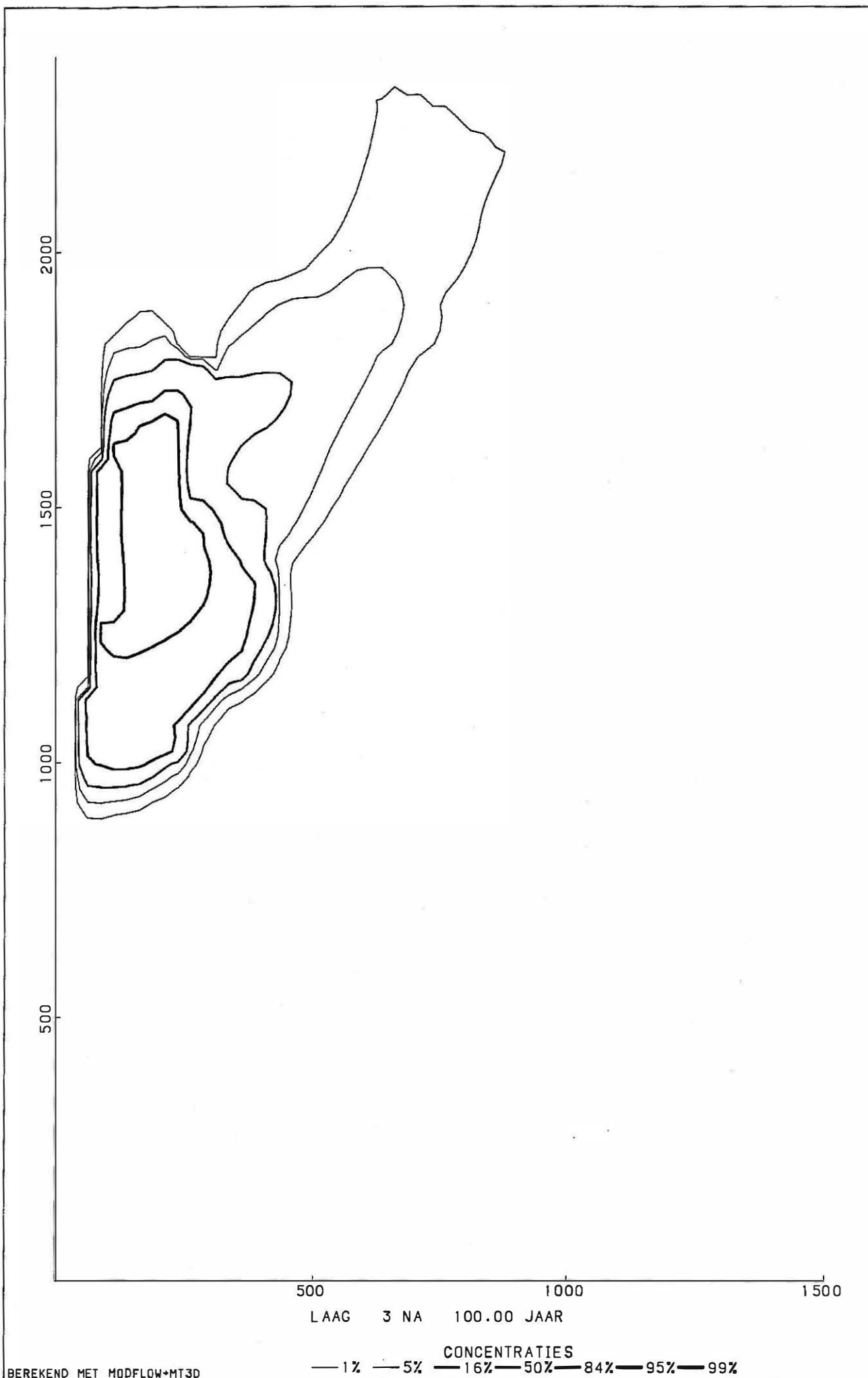


Fig. 6.34 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

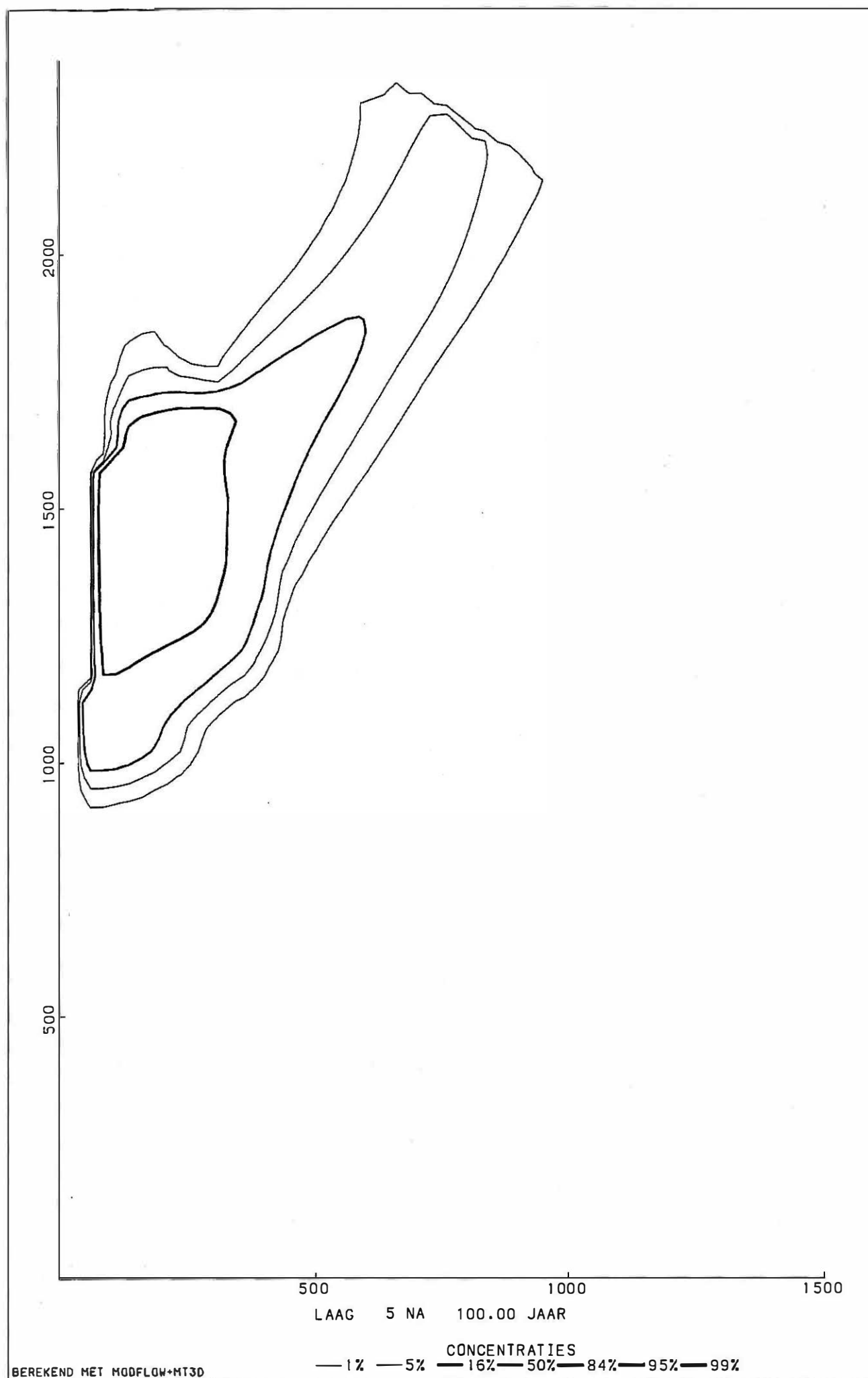


Fig. 6.35 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

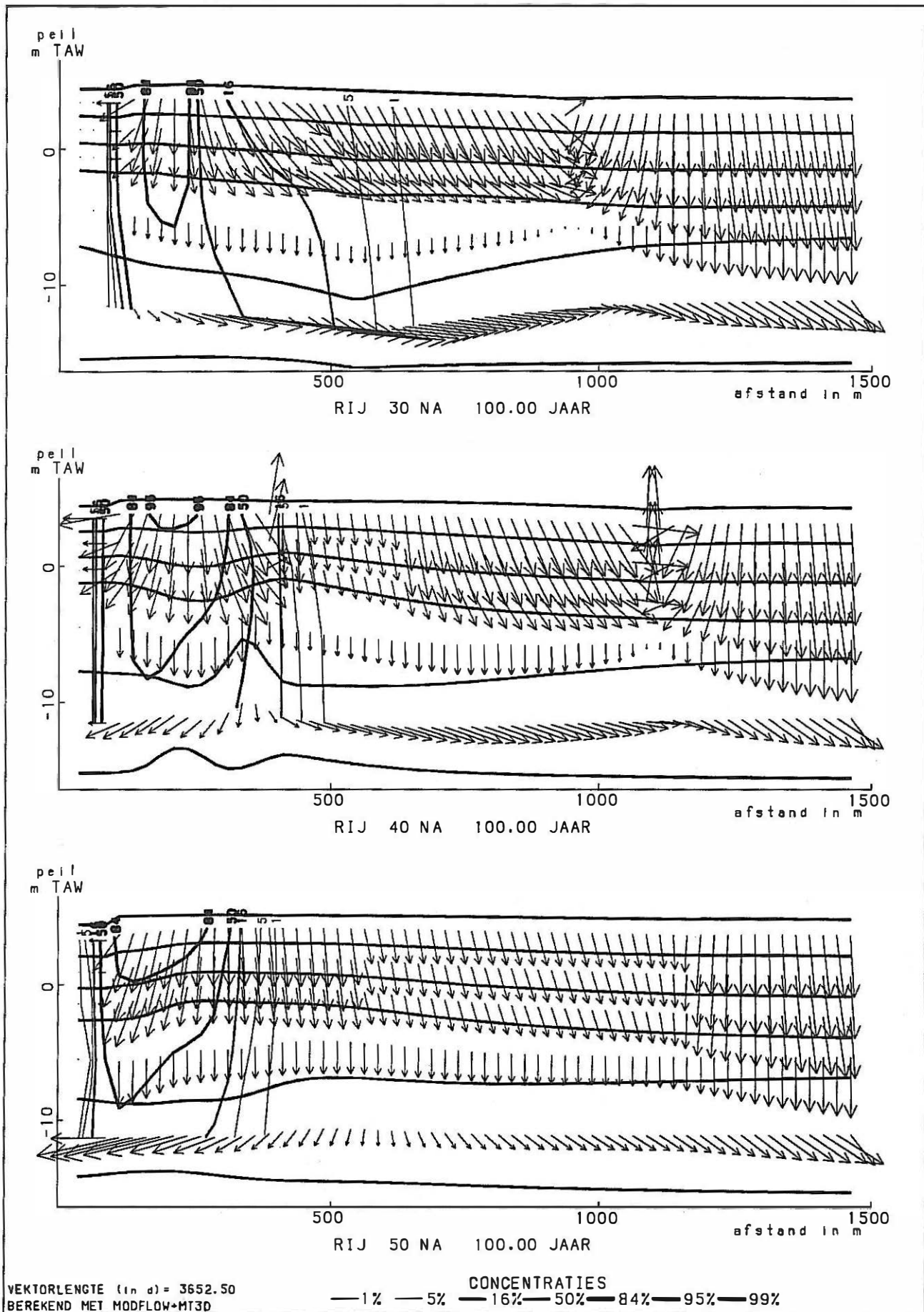


Fig. 6.36 MT3D model : simulatie I : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

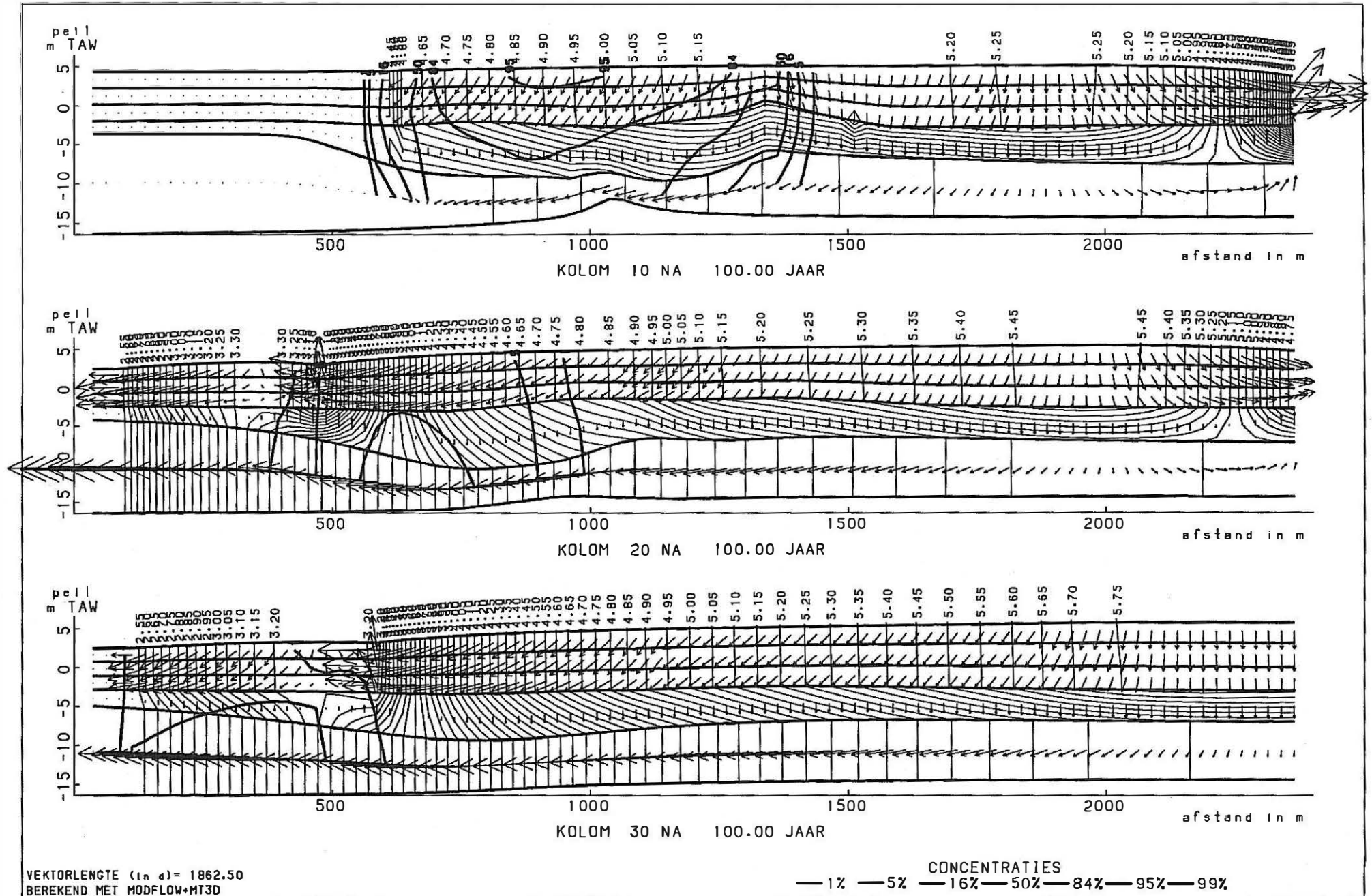


Fig. 6.37 MT3D model : simulatie 1 : berekende verspreiding van pollutanten na 100 jaar volgens N-S gerichte profielen

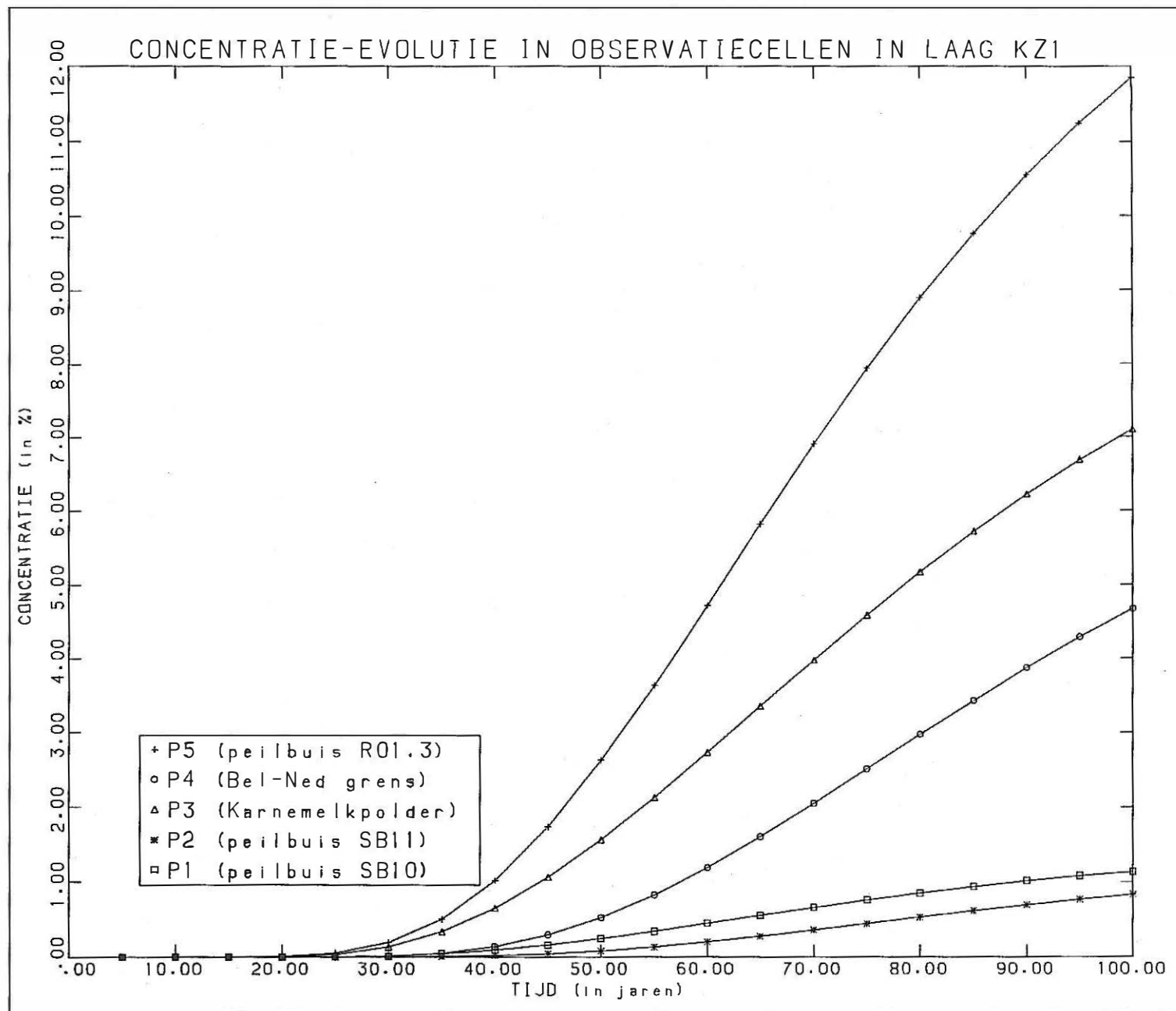


Fig. 6.38 Berekende concentratieëvolutie in een aantal geselecteerde plaatsen in de laag KZ1

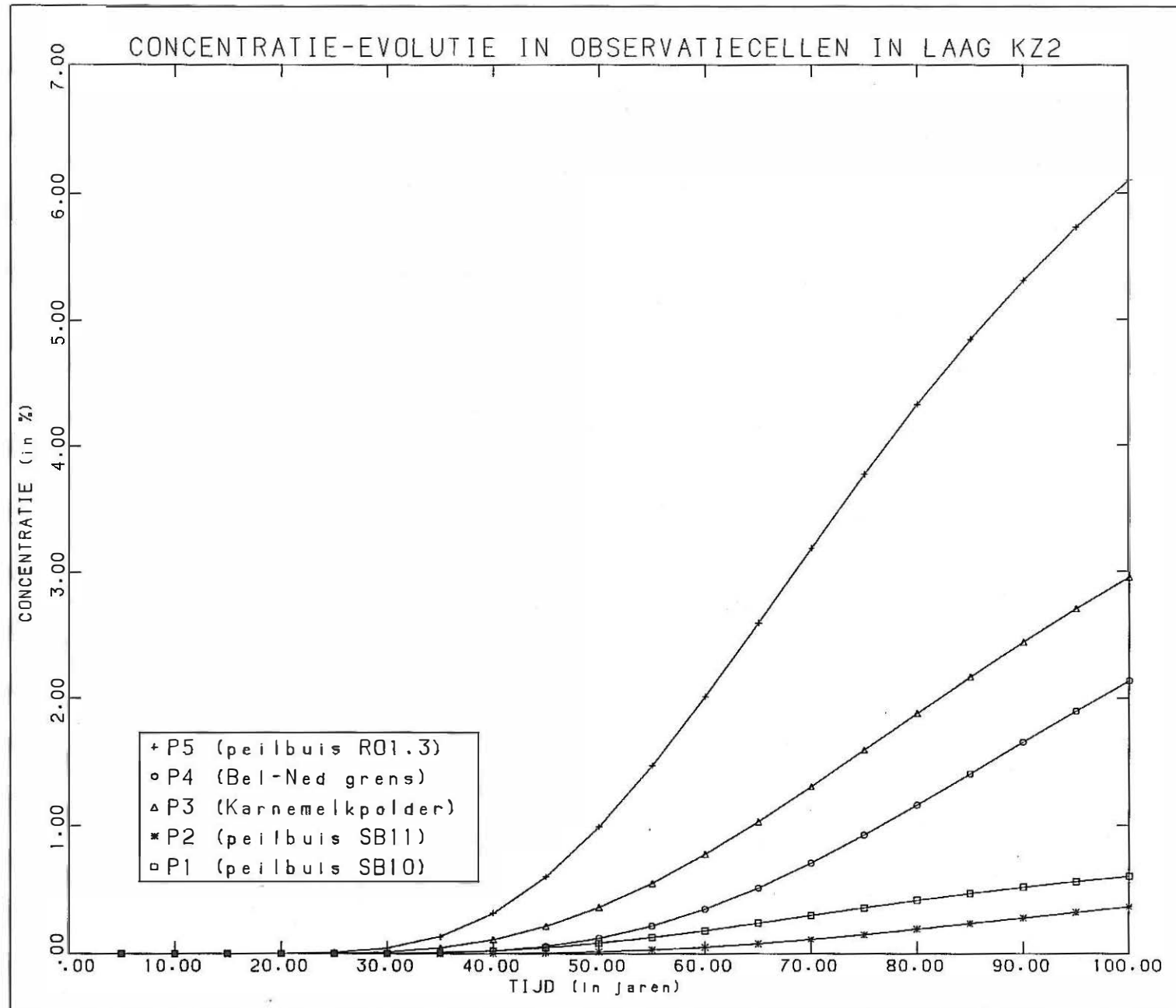


Fig. 6.39 Berekende concentratieëvolutie in een aantal geselecteerde plaatsen in de laag KZ2

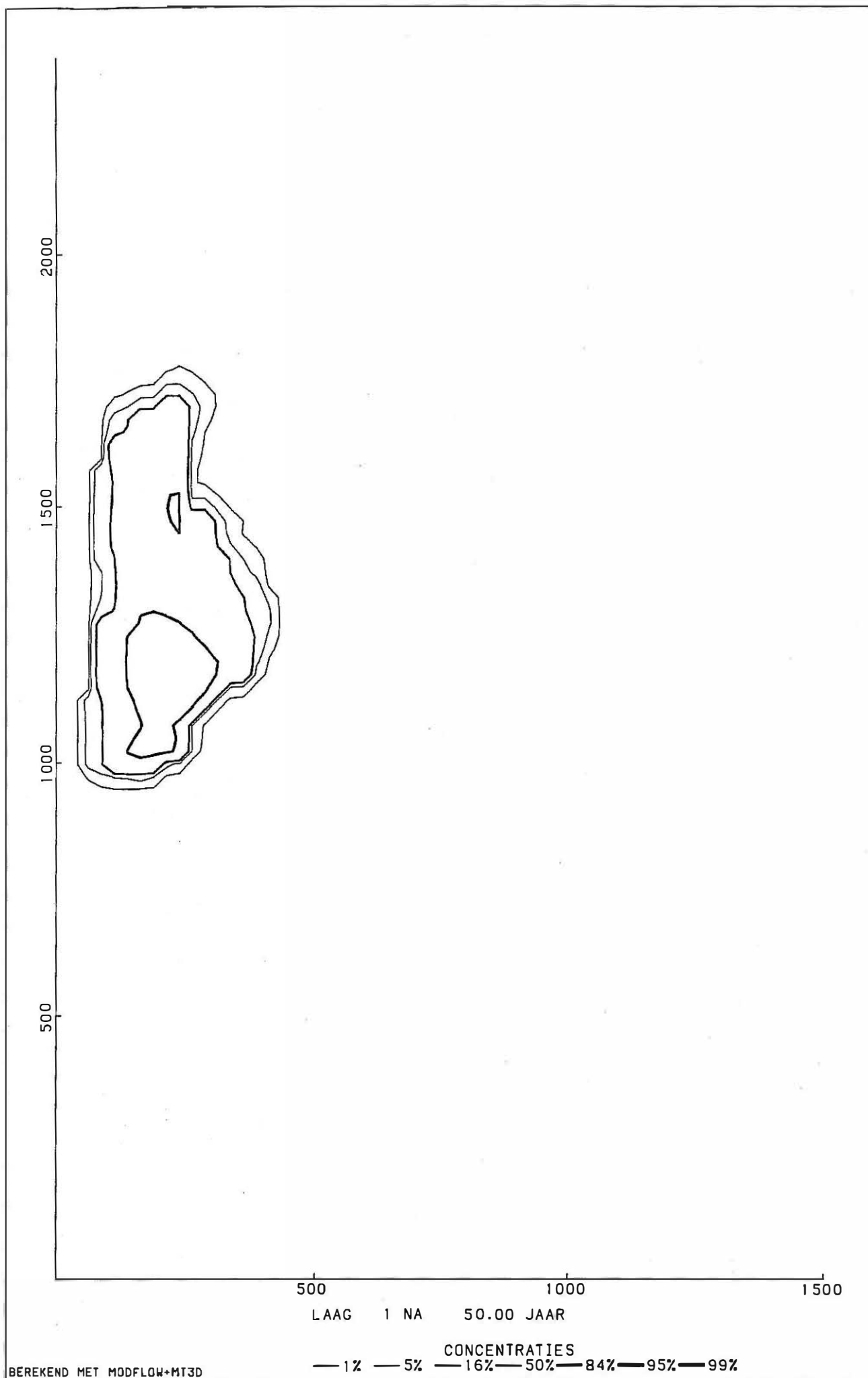


Fig. 6.40 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

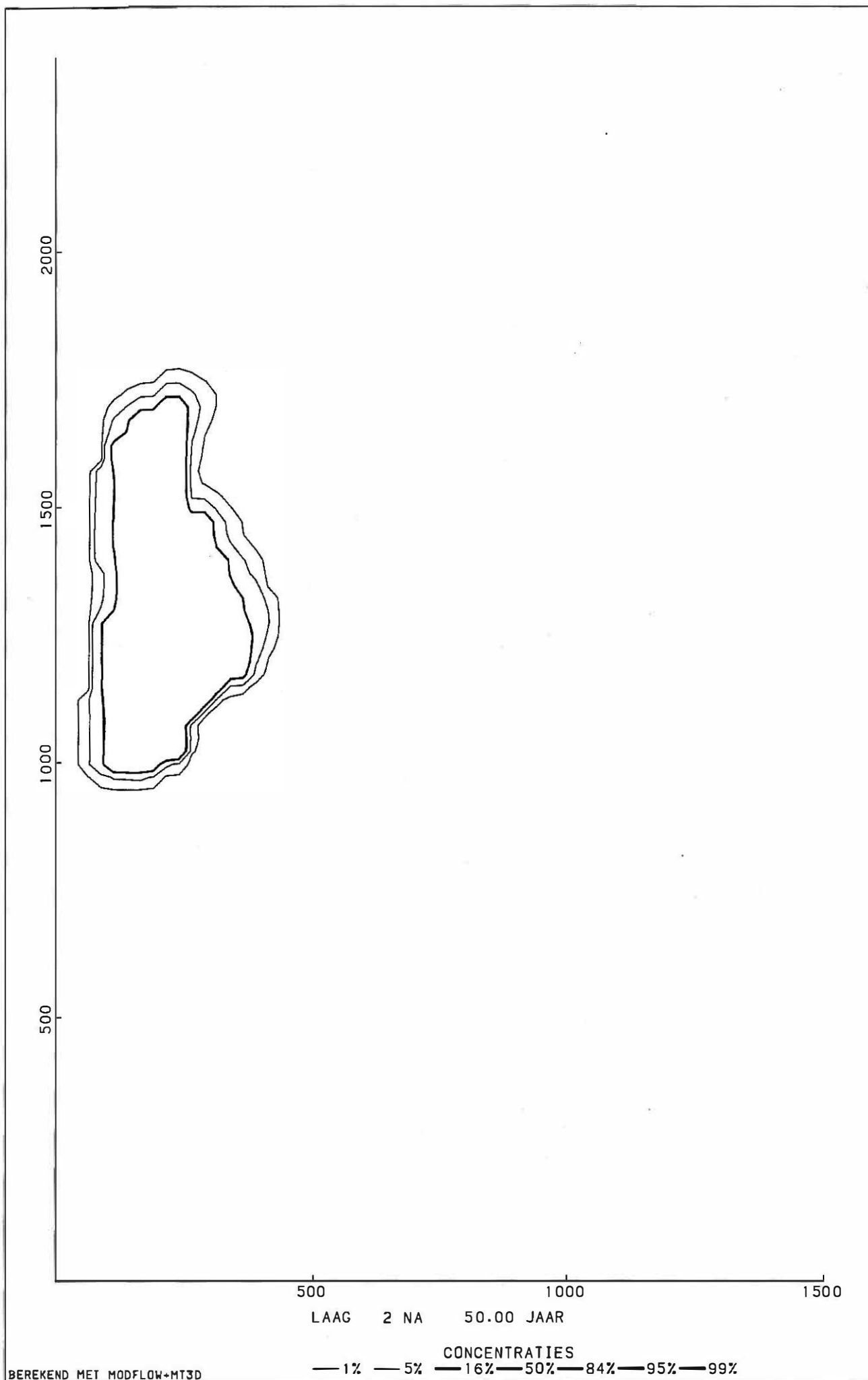


Fig. 6.41 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

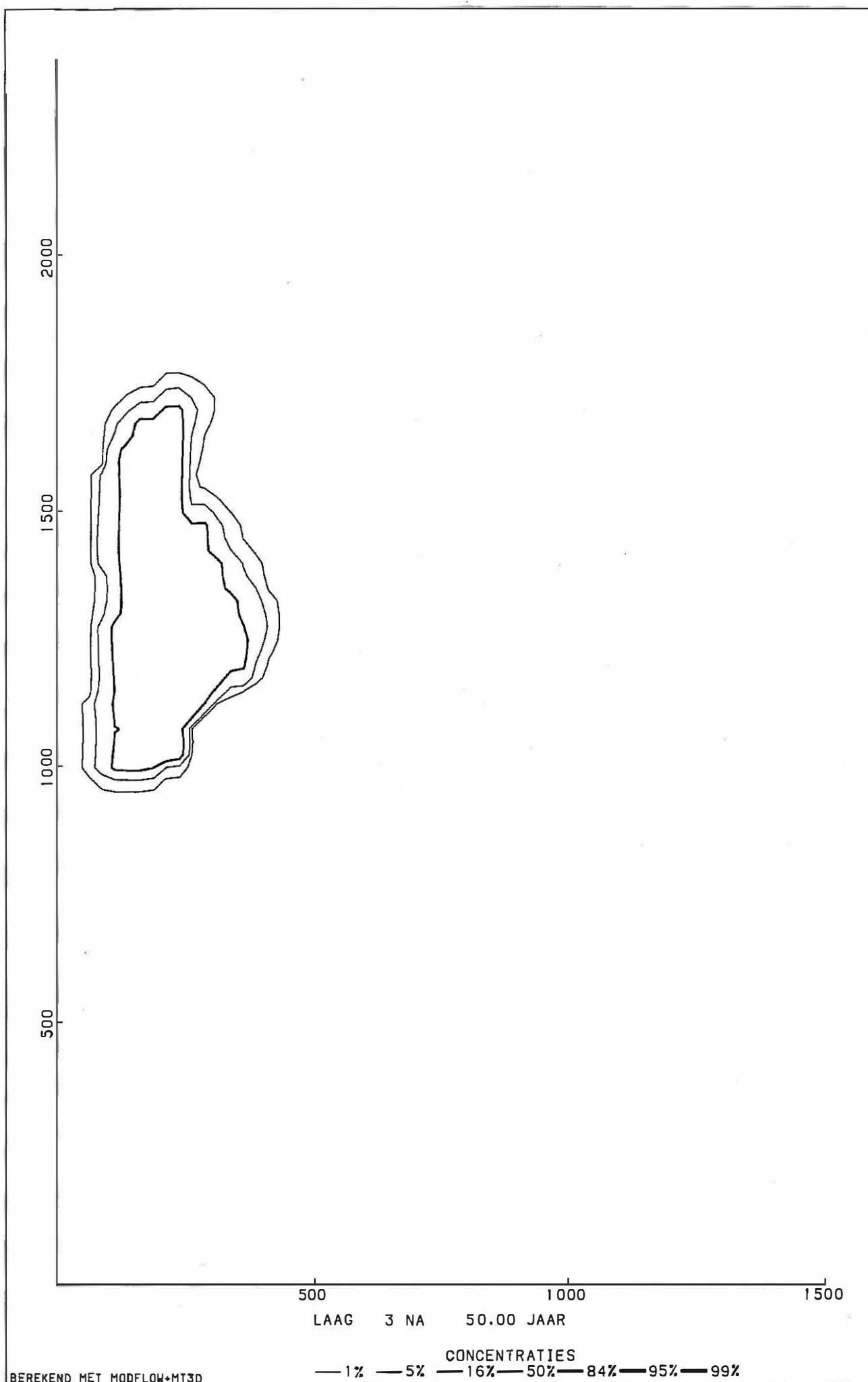


Fig. 6.42 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

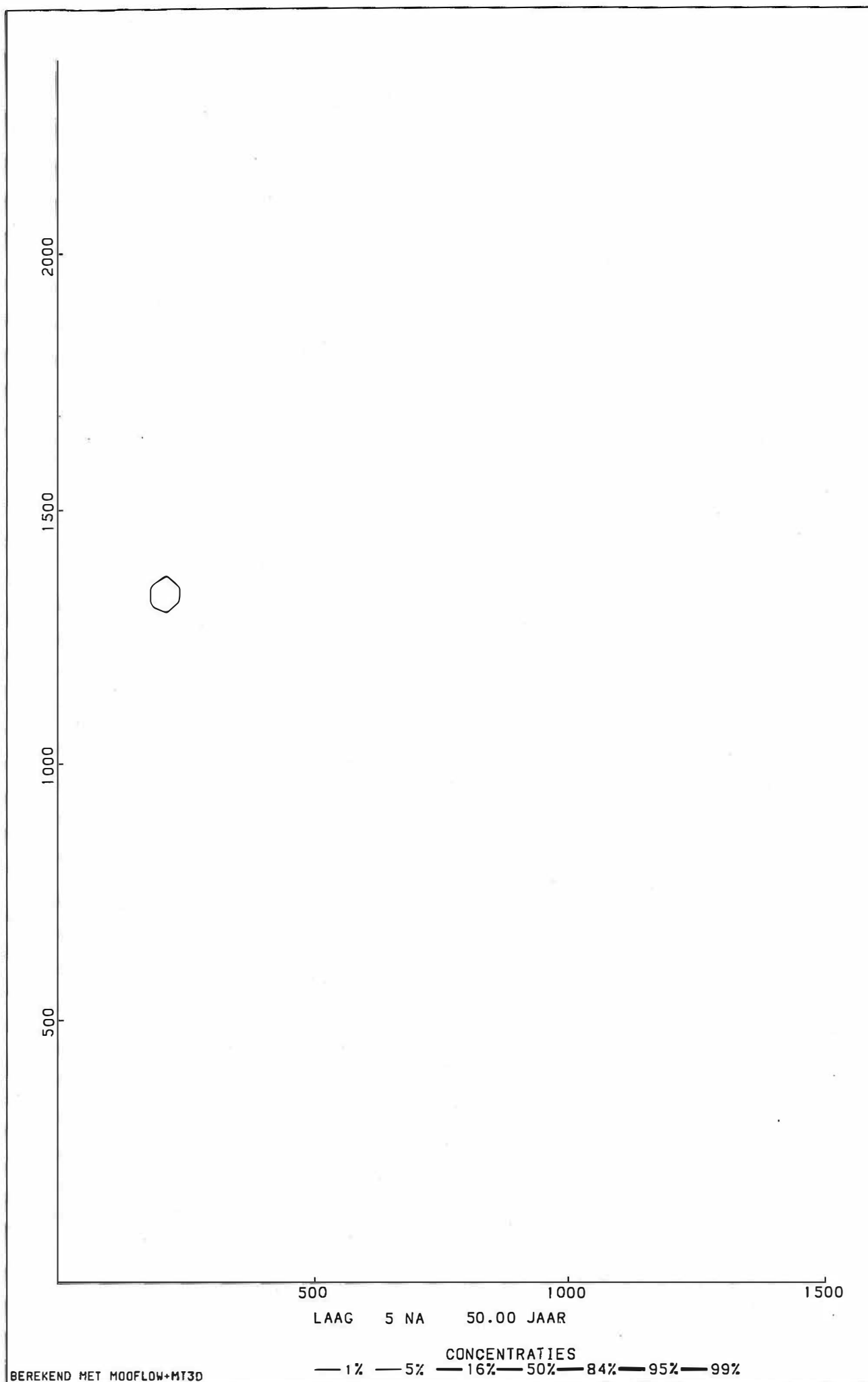


Fig. 6.43 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

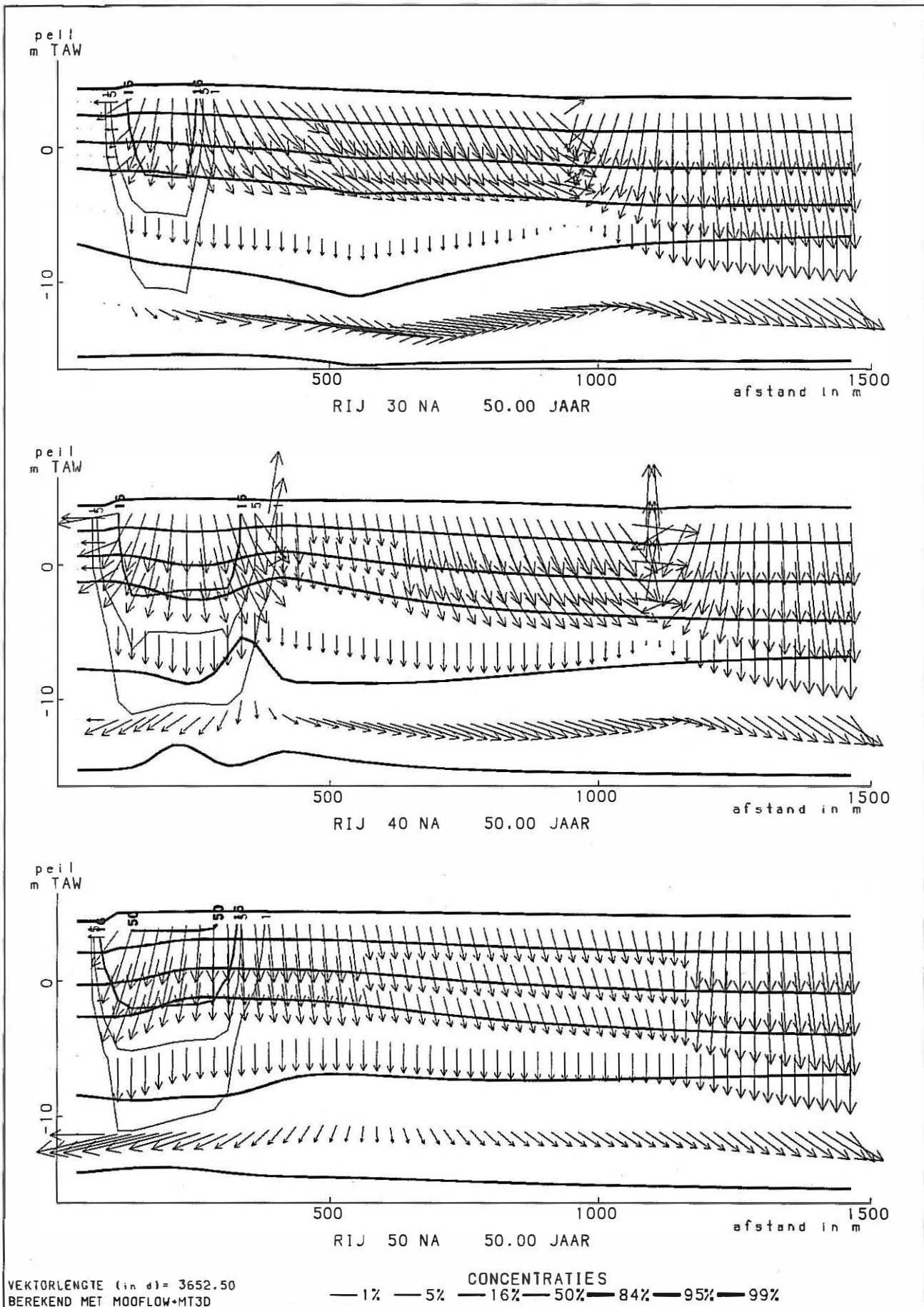


Fig. 6.44 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van pollutanten na 50 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

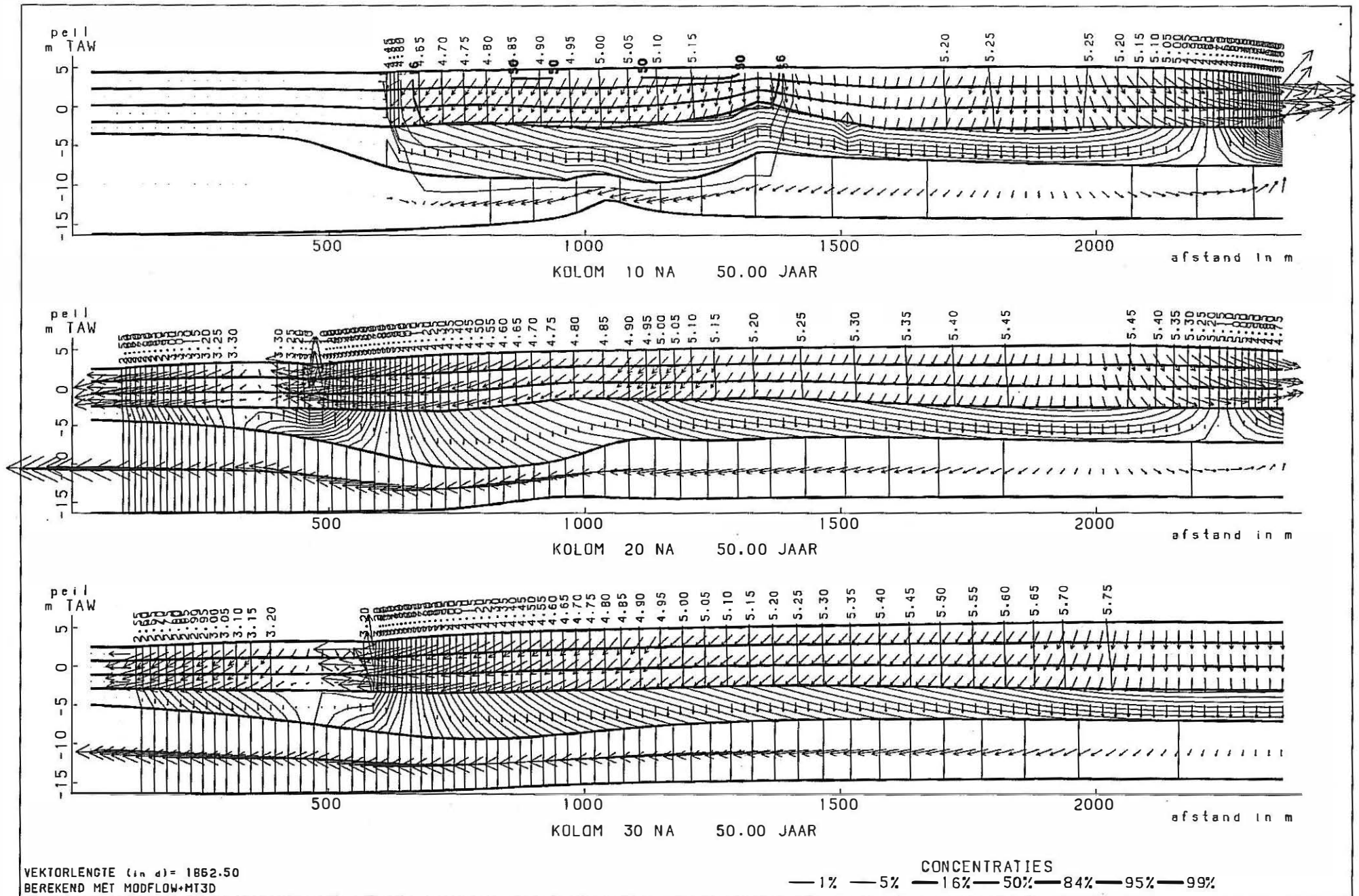


Fig. 6.45 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 50 jaar volgens N-S gerichte profielen

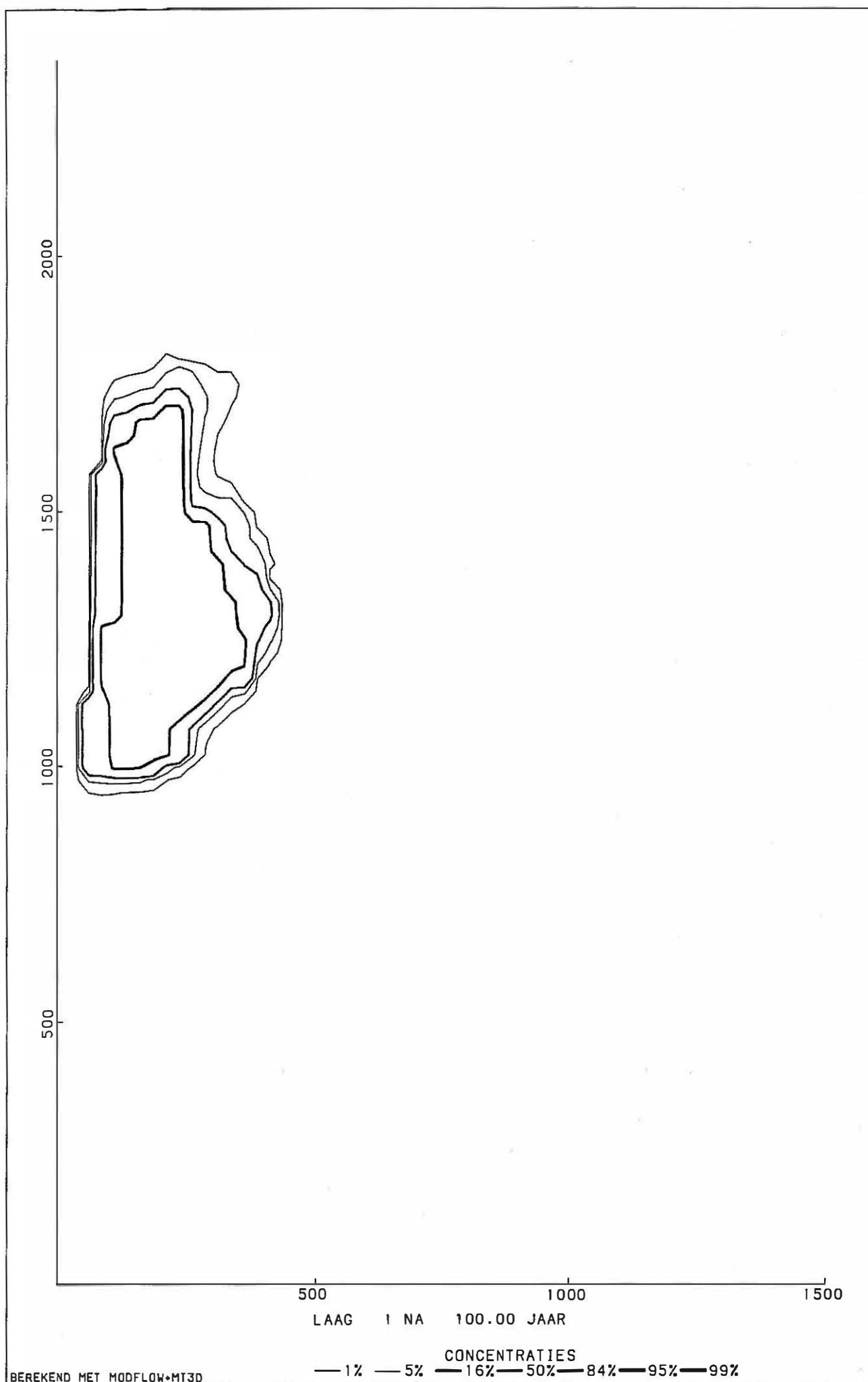


Fig. 6.46 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 1 (KZ2 boven)

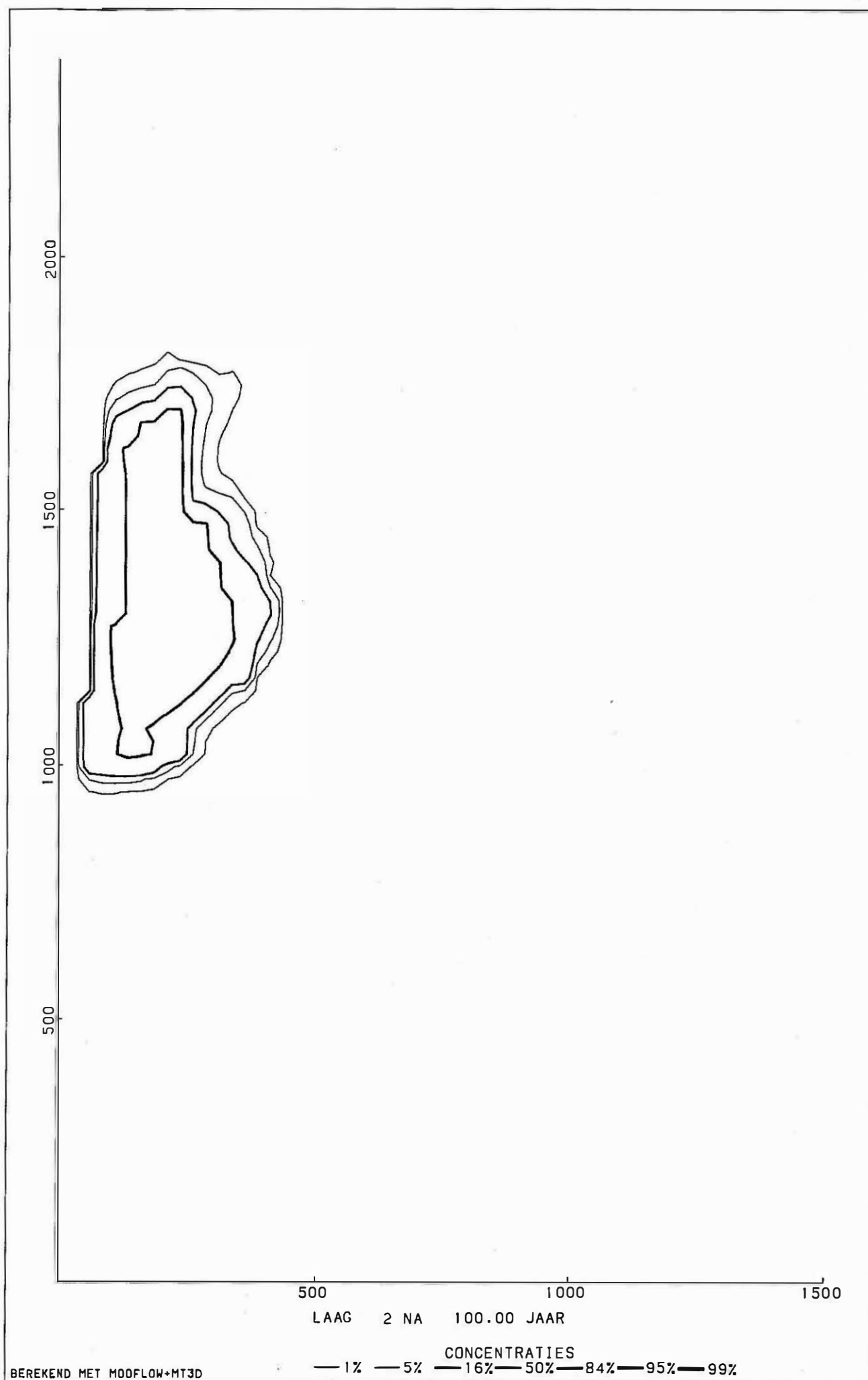


Fig. 6.47 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 2 (KZ2 midden)

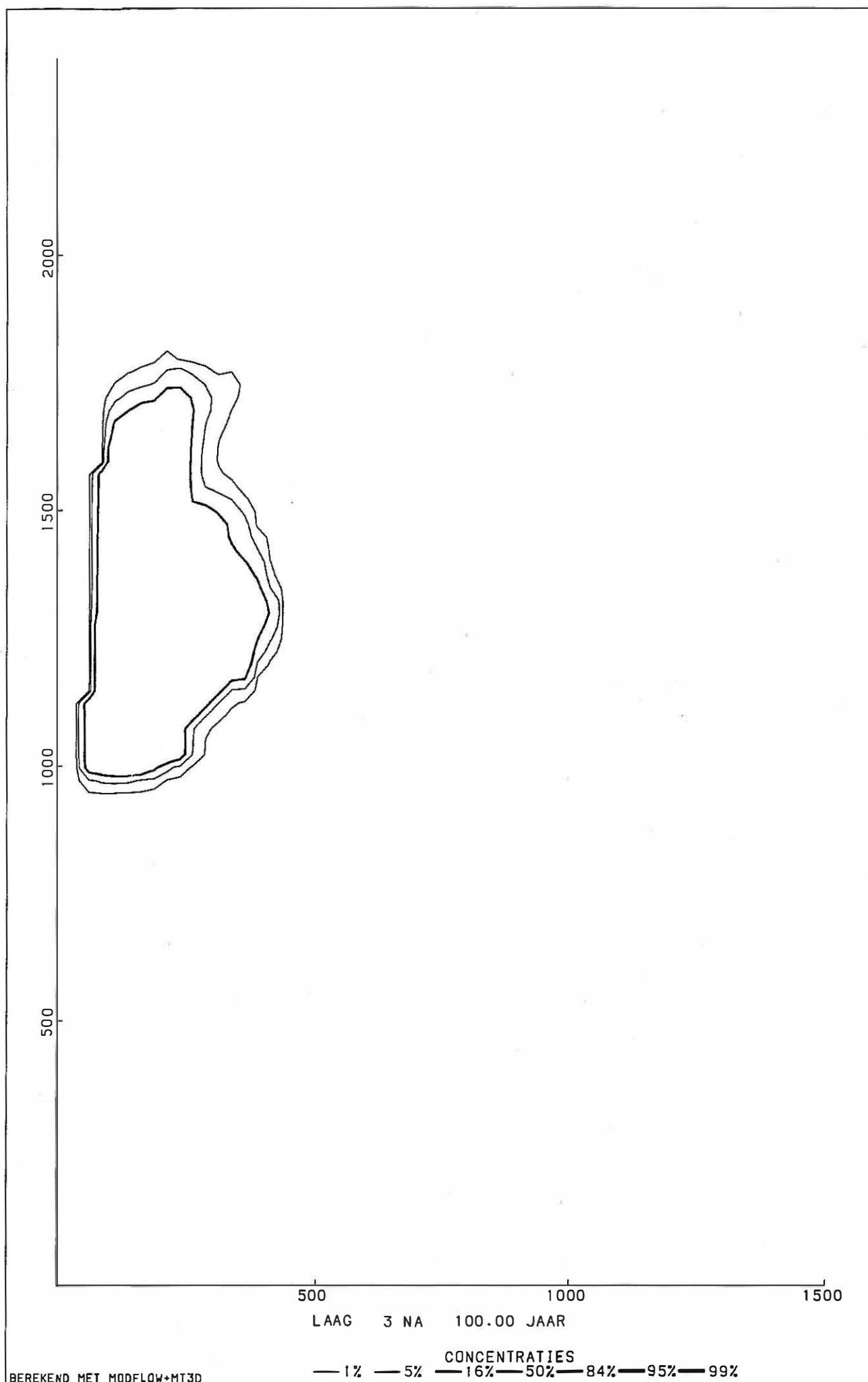


Fig. 6.48 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 3 (KZ2 onder)

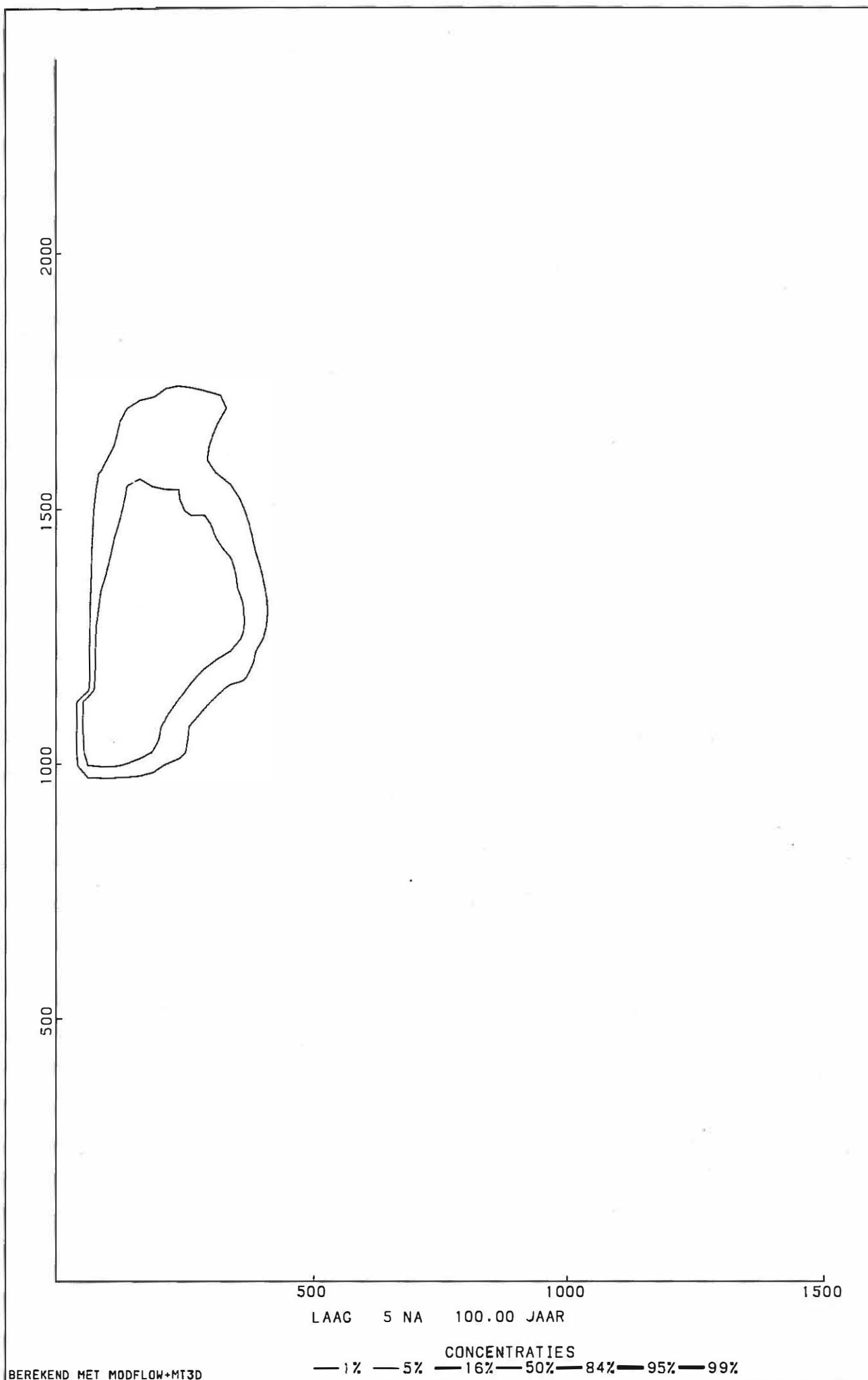


Fig. 6.49 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar in laag 5 (KZ1)

MODEL VFT:WEST - OOST DOORSNEDEN

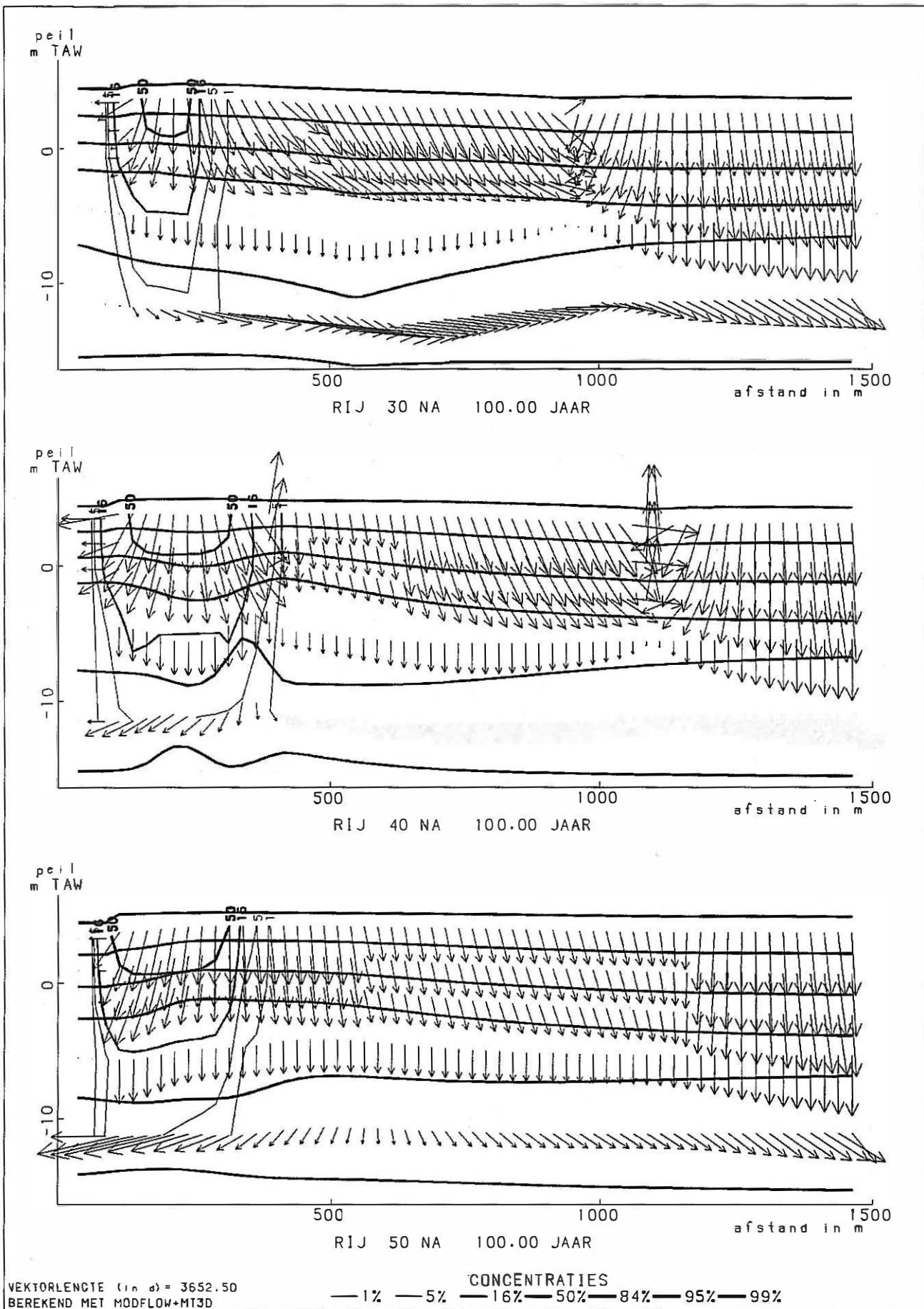


Fig. 6.50 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van pollutanten na 100 jaar volgens W-E gerichte profielen

MODEL VFT

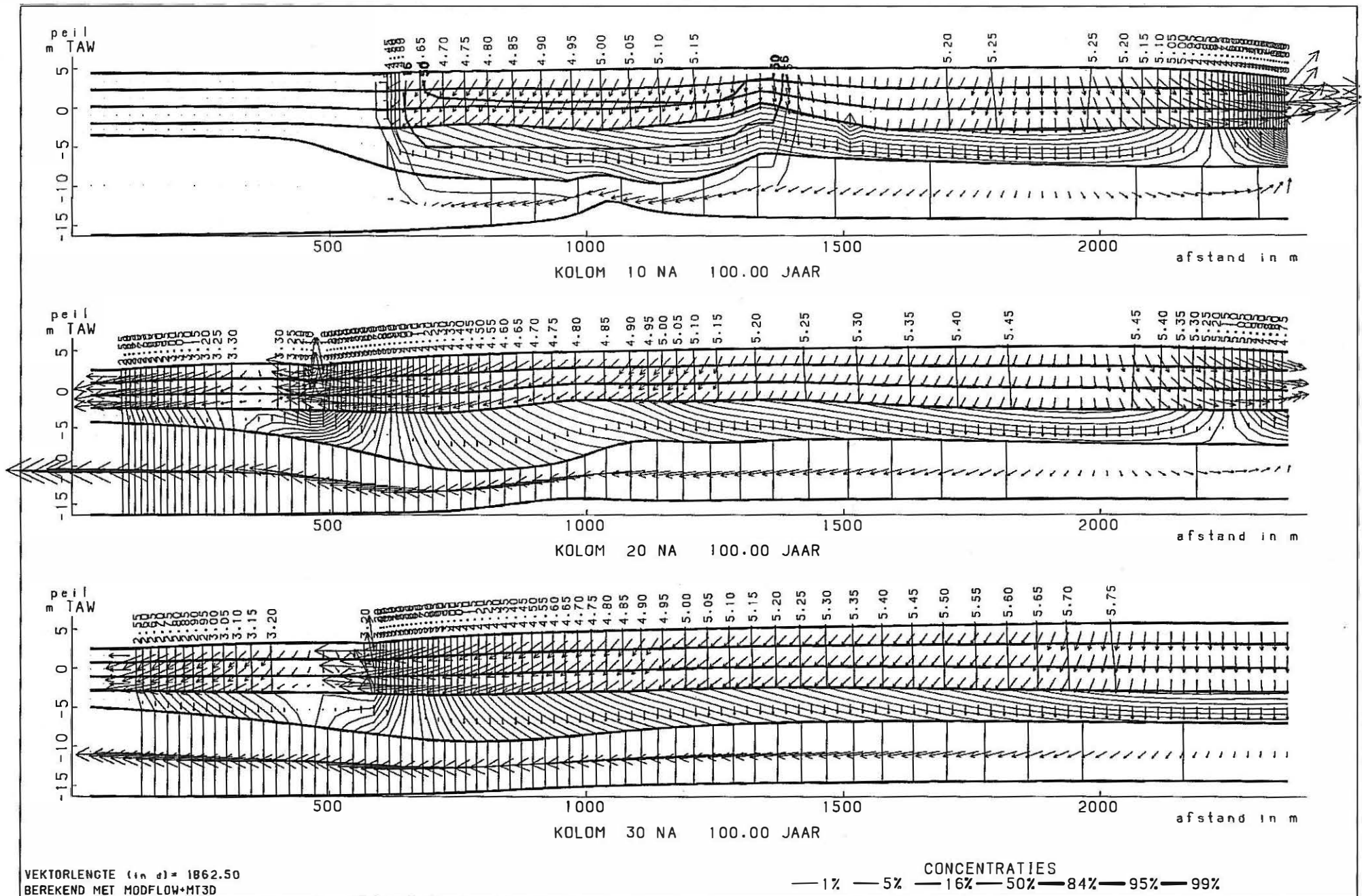


Fig. 6.51 MT3D model : simulatie 2 : berekende verspreiding van polluenten na 100 jaar volgens N-S gerichte profielen

Volgens de modelberekeningen ligt deze peilbuis juist buiten de zone waarin concentraties van 1% worden aangetroffen. De aangetroffen concentraties in SB10 zijn echter zeer laag (10 ppb) in vergelijking met de oplosbaarheid (1780 ppm) , een verhouding van 1 op 178000 , of ongeveer 0.0005 % van de oplosbaarheid als men ervan uitgaat dat de initiële concentratie ongeveer de oplosbaarheid bedraagt aangezien zich onder het terrein een drijfslag bevindt waarin zich nog steeds aanmerkelijke hoeveelheden benzeen bevinden. Dergelijke kleine mengverhoudingen kunnen echter niet accuraat door het model berekend worden aangezien ze vooral bepaald worden door de grootte van de ingevoerde dispersie. Deze kan slechts geschat worden en niet in situ gemeten of bepaald worden. Het voorkomen van lage concentraties langs de flanken van de pluim wordt vooral door de transversale dispersie bepaald , die een verspreiding van de verontreiniging veroorzaakt loodrecht op de richting van de grondwaterstroming die hier naar het noordoosten gericht is.

3° In het oosten wordt het voortschrijden van de verontreinigingspluim vertraagd door de visvijver.

4° Er vindt geen verspreiding naar het zuiden en het zuidoosten plaats in de richting van het centrum van Zelzate.

5° In het westen en noordwesten komt de verontreiniging in het zeekanaal terecht.

6° Voor een niet-conservatieve parameter die geadsorbeerd wordt met een retardatiefactor van 7 is de verspreiding zelfs na 100 jaar nog vrij beperkt. In de laag KZ2 zijn concentraties van 1% nauwelijks voorbij de kanaalinhoud aan te treffen , in de laag KZ1 zijn de concentraties nog lager. Het is duidelijk dat de mate van adsorptie sterk bepalend is voor de verspreiding van de pollutant.

7° Bij de berekening van de simulatie met adsorptie wordt een lineair adsorptiemodel gebruikt. Dit betekent dat de adsorptiecapaciteit onbegrensd is. Dit zal in realiteit niet het geval zijn , maar op het moment ontbreken de gegevens om een limiet vast te stellen.

8° In de zone waar volgens de modelberekeningen de pluim aanwezig is bevinden zich geen

peilbuizen. Enkel SB10 ligt op de flank van de pluim en hierin worden kleine gehalten benzeen teruggevonden. Met het huidige meetnet van piëzometers kan de uitbreiding van de pluim dus niet gecontroleerd worden.

9° Ook andere processen zoals afbraak (biodegradatie), al of niet onder zuurstoflimiterende omstandigheden , kunnen de concentraties beïnvloeden.

7. HET HSSM EN MOFAT MODEL

7.1 Inleiding

Uit de resultaten van het veldonderzoek is gebleken dat zich onder de fabrieksterreinen een drijflaag bestaande uit LNAPL ("light non aquaous phase liquid" , lichte niet met water mengbare vloeistoffen) bevindt. In een grondwaterreservoir gaan dergelijke vloeistoffen een aparte fase vormen naast het grondwater en de lucht die in de onverzadigde zone aanwezig zijn. Het grondwaterreservoir verandert dan van een 2-fasen naar een 3-fasen systeem. De verspreiding van dergelijke stoffen kan slechts met een meerfasenmodel berekend worden. Hier werd gebruikt gemaakt van de programma's HSSM en MOFAT.

De eerste stap in het onderzoek van de drijflaag is de uitbreiding vast te stellen. Uit het veldonderzoek werd het voorkomen van de drijflaag vastgesteld in de peilbuizen D23, D24 en D25. Eerst werden de waargenomen drijflaagdikten gebruikt om een aanwijzing te krijgen van de saturatieverdeling in het reservoir. Hiervoor werd gebruik gemaakt van een methode beschreven door LENHARD en PARKER (1990).

De resultaten werden grafisch voorgesteld (Fig 7.1 t.e.m. 7.3) waarbij zowel de saturatieverdeling water-NAPL-lucht als de saturatie van NAPL afzonderlijk is voorgesteld in functie van de diepte. Op de profielen is ook schematisch de gemeten waterdiepte en drijflaagdiepte in de peilbuizen aangegeven. Uit deze grafieken kunnen volgende conclusies getrokken worden:

1° De drijflaag bestaat niet uitsluitend uit NAPL , maar ook uit water.

2° De saturatie van NAPL neemt toe naar de top van de drijflaag.

3° Het specifiek volume (het volume NAPL dat over de hele verticale sectie per oppervlakte-eenheid aanwezig is) is veel kleiner dan de waargenomen drijflaagdikten. Enkel in peilbuis D24 is deze vrij aanzienlijk.

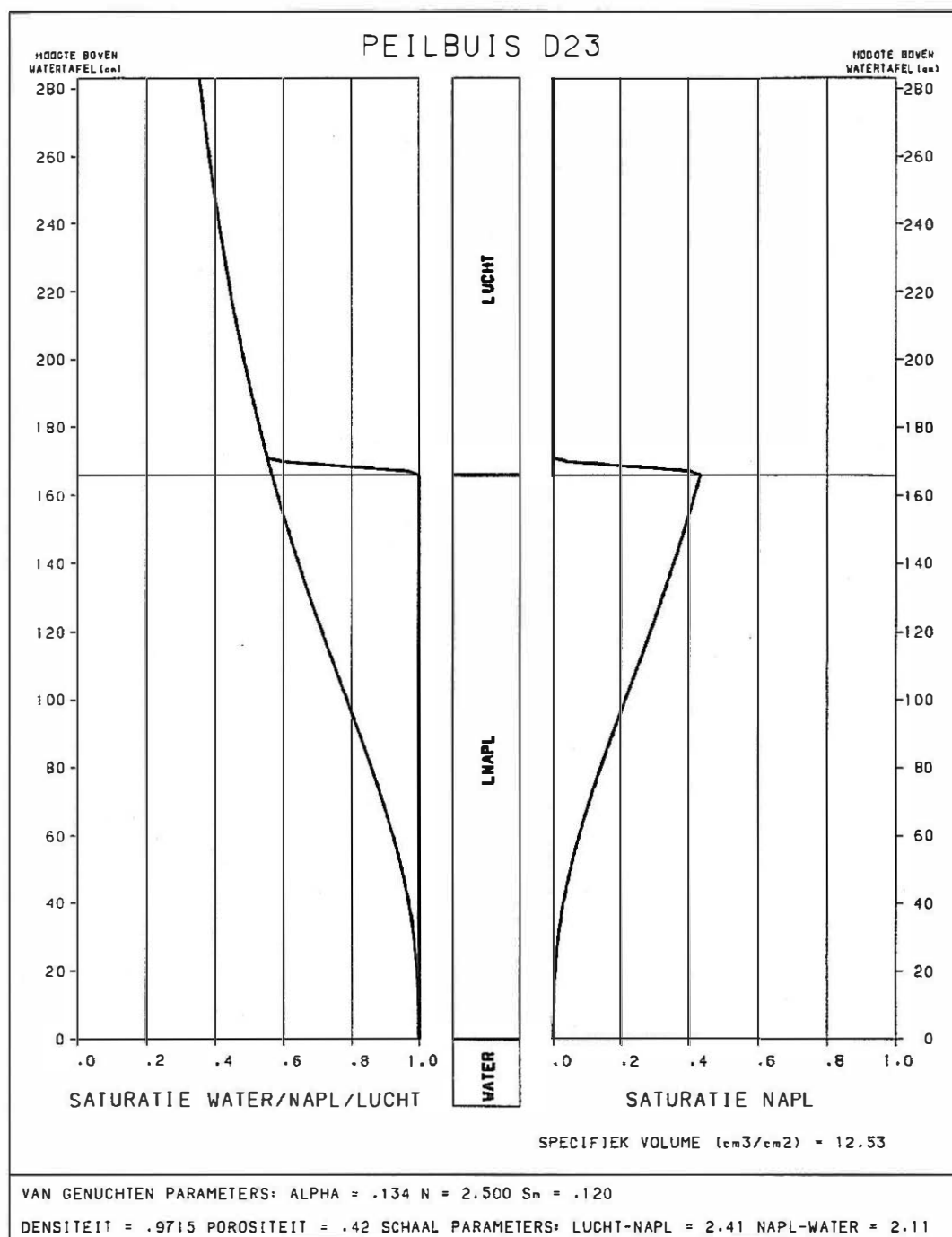


Fig. 7.1 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB23

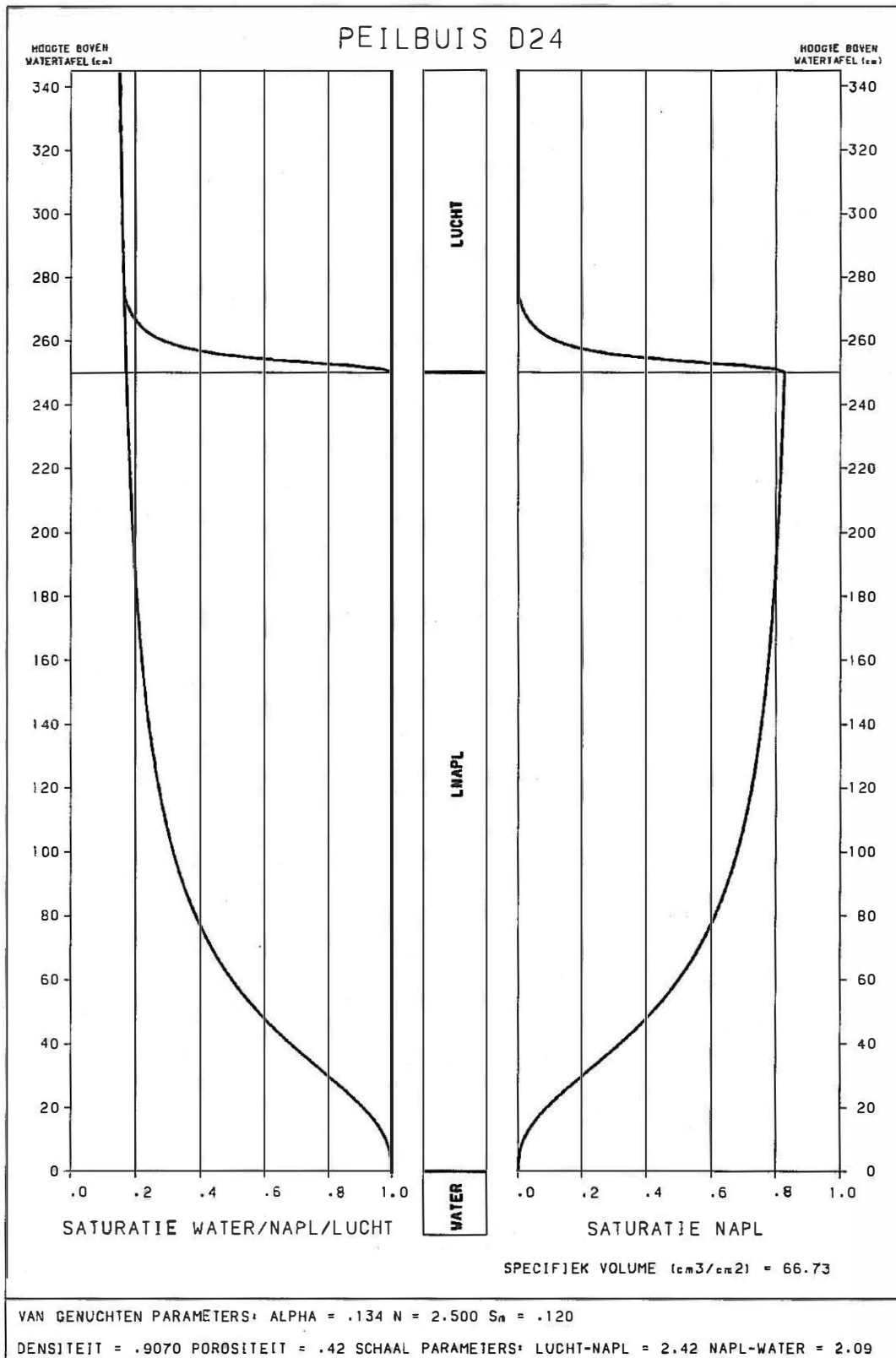


Fig. 7.2 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB24

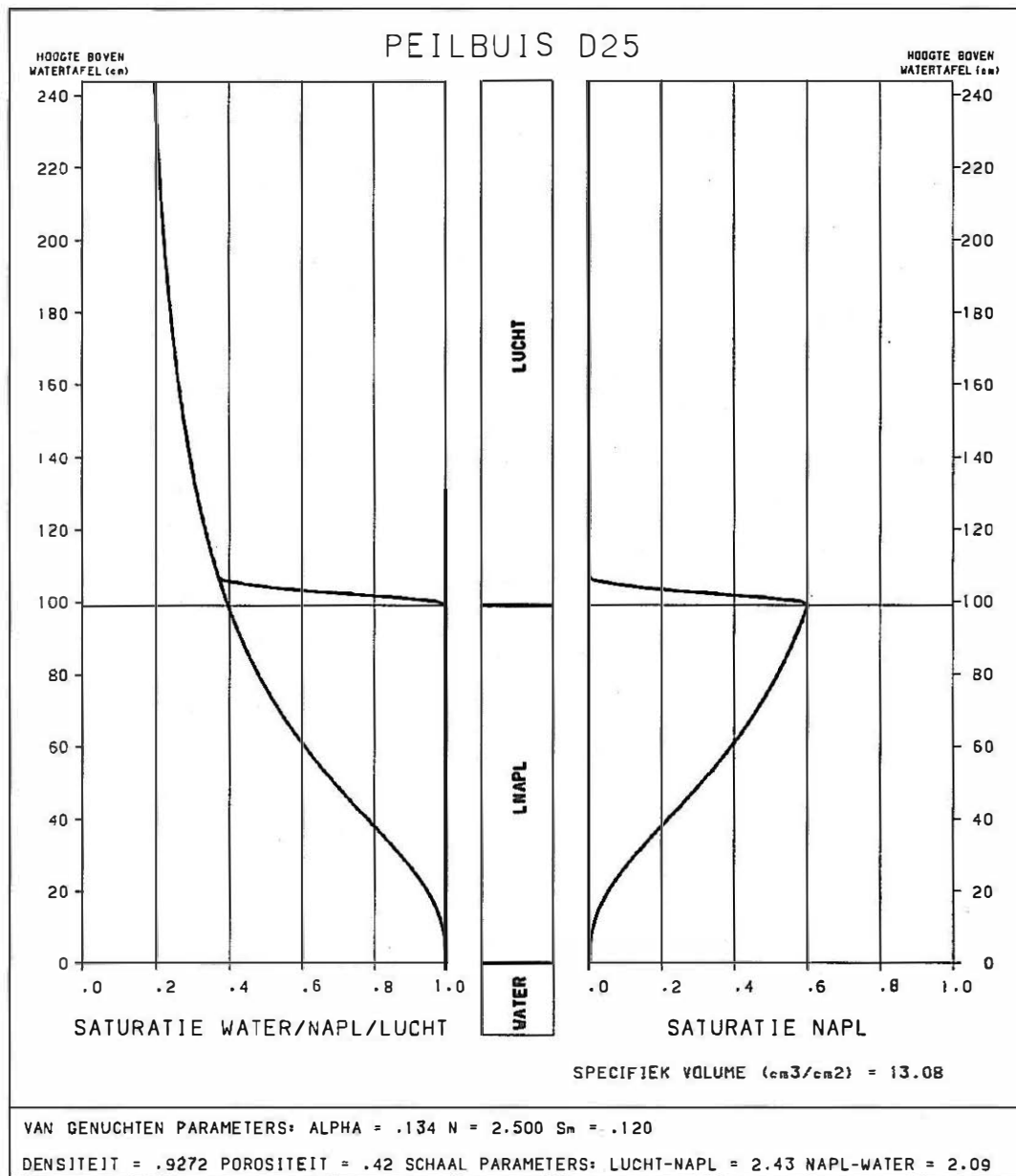


Fig. 7.3 Berekende saturatieverdeling rond peilbuis SB25

4° Het specifiek volume hangt o.a. af van:

- de gemeten drijflaagdikte
- de bodemkarakteristieken
- de karakteristieken van de NAPL

Bij deze resultaten moeten volgende opmerkingen worden gemaakt:

1° Er wordt van uitgegaan dat de NAPL-laag in het reservoir even dik is als in de peilbuis. Recenter onderzoek toont aan dat dit niet zo is (zie opmerking 4).

2° Er wordt een evenwichtstoestand aangenomen, m.a.w. er is geen stroming tussen de peilbuis en het reservoir.

3° De zone in het reservoir waar zich NAPL bevindt wordt mede (of soms vooral) bepaald door de schommelingen van de watertafel. Doordat de NAPL-laag drijft op de watertafel zal deze meebewegen. Bij stijging van de watertafel zal in de verzadigde zone een hoeveelheid residueel NAPL achterblijven. Dit kan 15 to 35% van het poriënvolume bedragen. Bij daling van de watertafel zal ook in de onverzadigde zone NAPL achterblijven, maar in kleinere hoeveelheden. De totale dikte van de laag waar zich residueel NAPL bevindt komt dus eerder overeen met het diepteinterval vanaf de huidige stand van de watertafel tot de laagste stand die de watertafel op die plaats bereikt heeft. Ingeval in de omgeving bemalingen zijn uitgevoerd kan deze zone uiteraard vrij dik zijn.

4° Waarnemingen van drijfslagen in peilbuizen hebben uitgewezen dat de dikte van een drijflaag wisselt naargelang de watertafel daalt of stijgt. KEMBLOWSKI en CHIANG (1990) stelden een omgekeerde evenredigheid vast tussen de verandering van het grensvlak drijflaag - water en de dikte van de drijflaag. De evenredigheidsfactor die bij verschillende peilputten gevonden werd lag tussen 0.80 en 1.0, met correlatiecoëfficiënten tot 0.99 (dus een zeer goede correlatie). Dit betekent dus dat een daling van de watertafel met b.v. 1 m de dikte van de drijflaag met minstens 80 cm kan doen toenemen. Hetzelfde verband werd ook in Vlaanderen vastgesteld bij metingen van een drijflaag ten gevolge van een diesellek (LIGEON, 1995). Van de gegevens van een peilbuis werd enerzijds de relatie stand watertafel - dikte drijflaag en ander-

zijds het verband tussen de veranderingen van deze twee parameters op grafieken voorgesteld (Fig 7.4 en 7.5). Ook hier blijkt duidelijk een omgekeerd evenredig lineair verband. De dikte van de drijfslag varieert hier van bijna niets bij hoge waterstanden tot bijna drie meter tijdens lage standen. Aangezien in het kader van deze studie slechts twee maal de drijfslagdikten gemeten zijn (in D23 , D24 en D25) zijn er maar drie punten beschikbaar om een grafiek op te stellen (Fig 7.6). Deze punten liggen duidelijk op een rechte. Het aantal waarnemingen is statistisch gezien onvoldoende om een invers lineair verband ondubbelzinnig vast te stellen , maar het feit dat de punten vrijwel perfect op één rechte liggen wijst erop dat deze wetmatigheid ook hier zou gelden.

Dit impliceert dat de gemeten drijfslagdikten vooral verband houden met de schommelingen van de watertafel en niet met de dikte van de NAPL-laag in het reservoir. Deze gemeten drijfslagdikten kunnen dus geen informatie geven over de hoeveelheid NAPL die in het reservoir aanwezig is.

Om desondanks toch een beeld te kunnen vormen van de verspreiding van een drijfslag en hoe deze ontstaat werden simulaties met mathematische modellen uitgevoerd. Met deze modellen werd een lek van een NAPL nagebootst en gevolgd hoe de drijfslag zich ontwikkelt en verspreidt. Er werd getracht een antwoord te vinden op onder meer de volgende vragen:

1° Hoe lang duurt het vooraleer bij een lek het NAPL doorheen de onverzadigde zone is gepercoleerd en de watertafel bereikt?

2° Hoeveel van het gepercoleerde NAPL blijft in de onverzadigde zone hangen en hoeveel bereikt de watertafel?

3° Hoe dik is de drijfslag die onder het lek ontstaat?

4° Hoe snel zal deze drijfslag zich lateraal verspreiden?

5° Hoe varieert de dikte van deze laag met de afstand tot de lek?

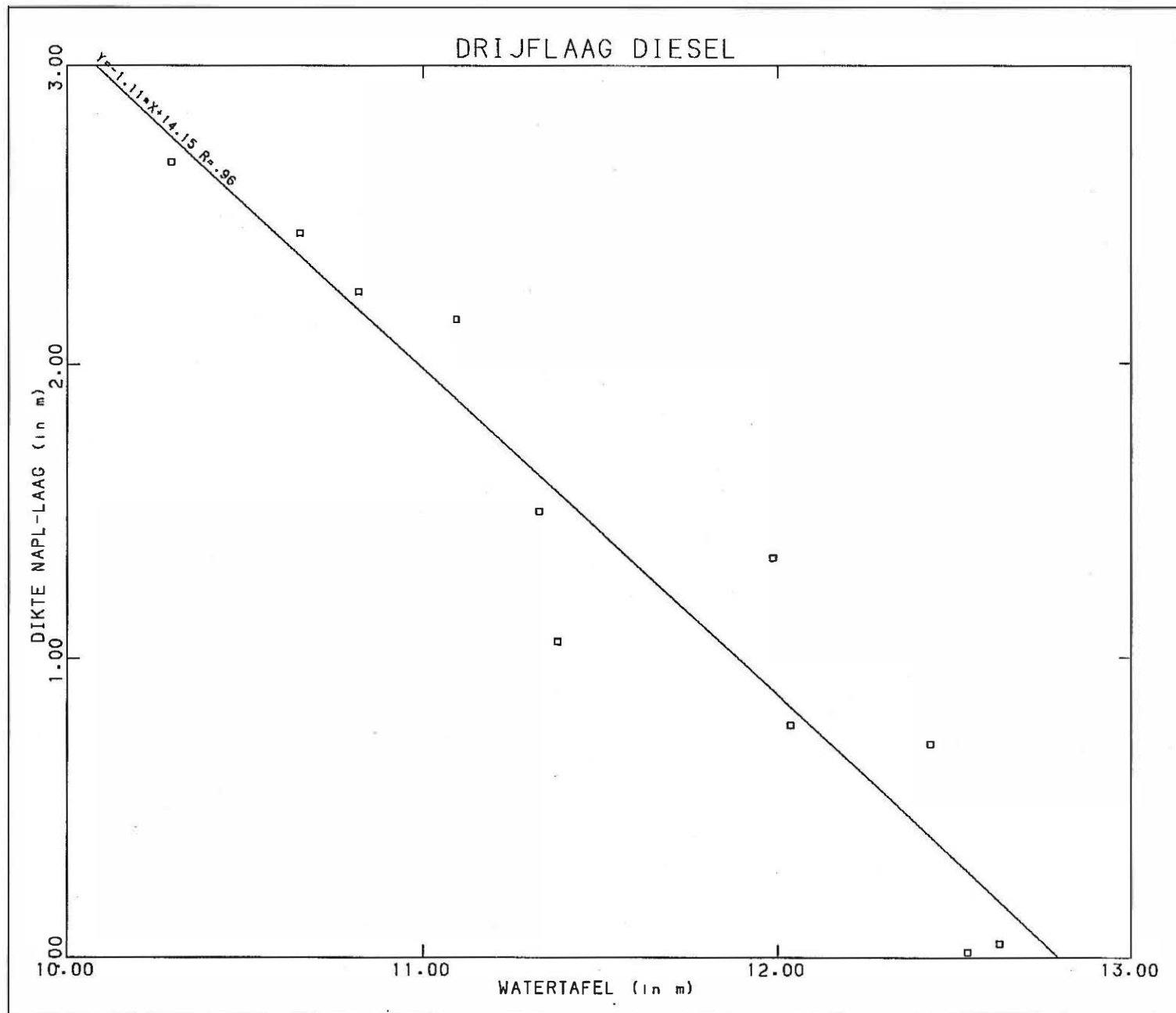


Fig. 7.4 Verband watertafel - dikte NAPL laag bij een diesel drijflaag

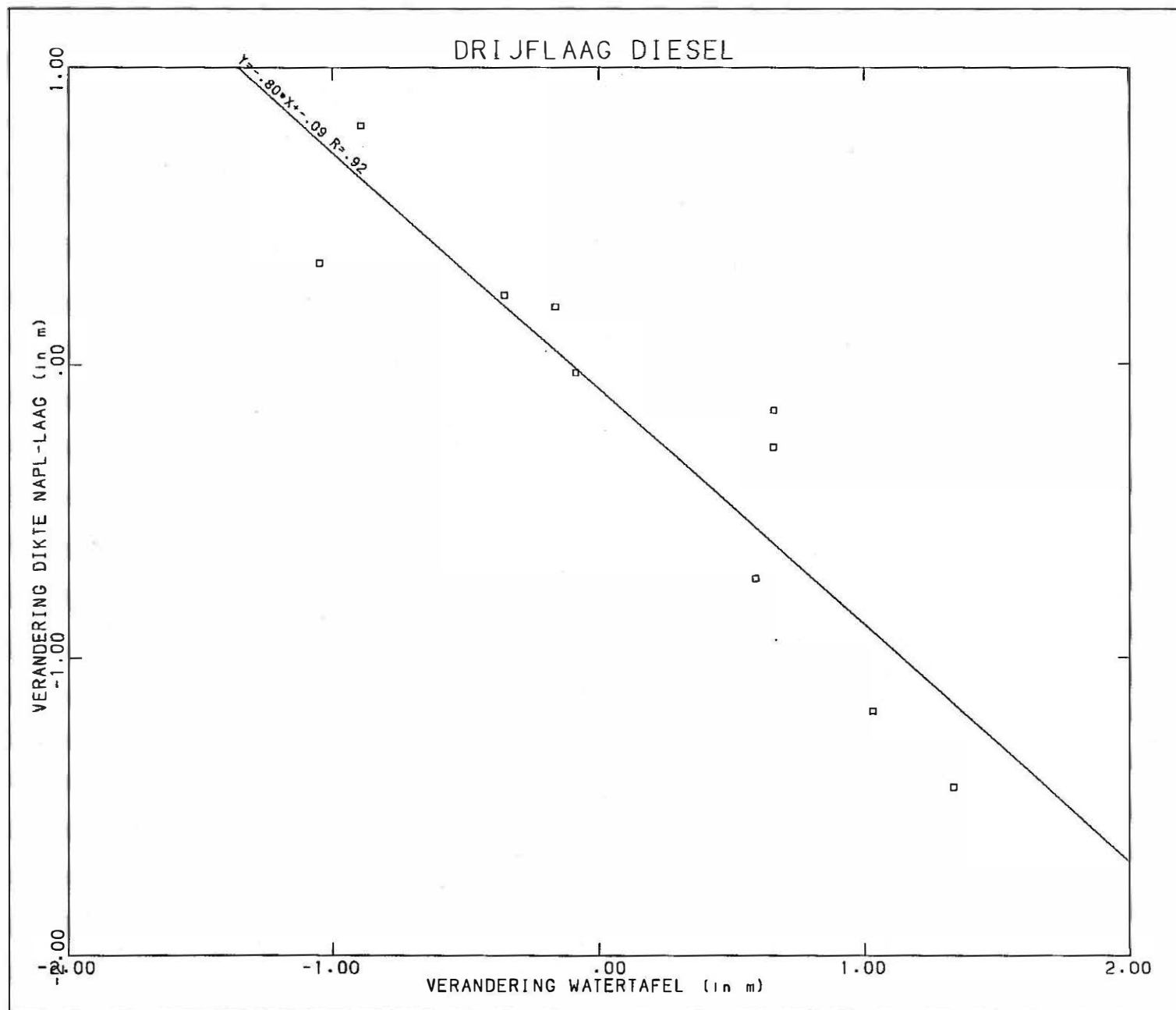


Fig. 7.5 Verband verandering watertafel - verandering dikte NAPL laag bij een diesel drijflaag

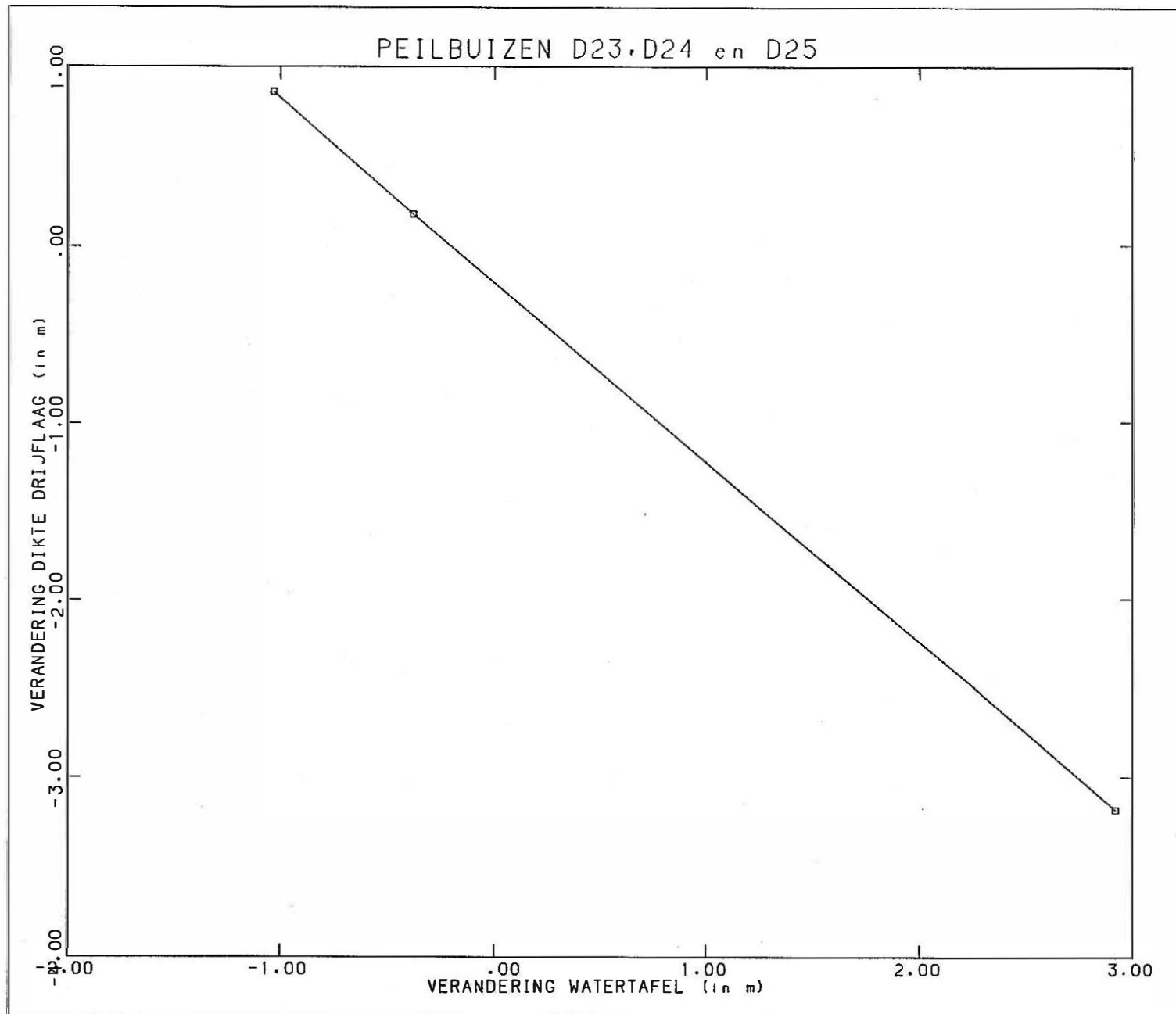


Fig. 7.6 Verband verandering watertafel - verandering dikte NAPL laag onder de bedrijfsterreinen

Bij de berekeningen werden twee verschillende programma's gebruikt: het HSSM-model en het MOFAT-model. Deze zullen in dit hoofdstuk in detail besproken worden.

Met betrekking tot de calamiteiten die aanleiding hebben gegeven tot het ontstaan van de drijfslaag ontbreken volgende gegevens om een juiste historische reconstructie van de feiten te kunnen maken:

1° Het moment of de tijdsperiode gedurende dewelke de lekken hebben plaatsgevonden die tot het ontstaan van de drijfslaag geleid hebben.

2° De preciese lokatie en uitbreiding van de plaats waar de lekken hebben plaatsgevonden.

3° De hoeveelheid NAPL dat in de bodem geïnfiltreerd is.

4° De infiltratiesnelheid van de NAPL

5° De samenstelling van de vloeistof die geïnfiltreerd is.

7.2 Het HSSM model

7.2.1 Beschrijving van het model

Het HSSM model ("Hydrocarbon spill screening model") is ontwikkeld voor EPA (U.S. Environmental Protection Agency) om de verspreiding van lichte koolwaterstoffen in grondwaterreservoirs na te gaan. Het programma is een zgn. "screening model" dat gebaseerd is op een vereenvoudigde benadering van het probleem en b.v. geen rekening kan houden met heterogeniteiten van de bodem. Het maakt gebruik van analytische oplossingen van verschillende vergelijkingen die de diverse fenomenen beschrijven. Bovendien wordt niet met alle processen die van belang zijn rekening gehouden. Daardoor zijn de rekentijden veel korter dan bij b.v. eindige elementen of eindig verschil programma's (zoals b.v. het MOFAT model), maar geven de resultaten enkel een indicatie (de grootte orde) van de verspreiding, saturatie en concentratie van de NAPL en zijn constituenten. Het model is enkel toe te passen op NAPL's

die lichter zijn dan water (drijflogen of LNAPL's).

Het model bestaat uit drie verschillende modules die elk een deel van de verspreiding van de NAPL berekenen:

- KOPT beschrijft het transport door de onverzadigde zone vooraleer de NAPL de watertafel bereikt
- OILENS beschrijft het ontstaan en de verspreiding van de NAPL-laag onder de vorm van een zich uitstrekkende lens die drijft op de watertafel
- TSGPLUME beschrijft de verspreiding van een NAPL-constituent in de verzadigde zone door oplossing in het grondwater.

In deze studie is enkel van de eerste twee modules gebruik gemaakt.

Voor een uitgebreide beschrijving van het model wordt verwezen naar de handleiding (WEAVER, J.W., CHARBENEAU, R.J., TAUXE, J.D., LIEN, B.K., PROVOST, J.B., 1995)

7.2.2 Ingevoerde gegevens

Om de invloed van enkele parameters op het ontstaan en de uitbreiding van de drijfslag te onderzoeken werden 8 verschillende berekeningen uitgevoerd. Bij de berekeningen wordt ervan uitgegaan dat de NAPL volledig uit BTEX bestaat, met als samenstelling (tabel 7.1) het gemiddelde van de relatieve samenstelling van de BTEX groep in de totaalanalyses van de drijfslagstalen.

constituent	gehalte (%)
benzeen	19.04
tolueen	35.35
ethylbenzeen	2.55
xyleen	43.04

Tabel 7.1 Samenstelling van de NAPL fase in het HSSM model

De meeste parameters zijn in alle simulaties dezelfde. De voornaamste hiervan zijn:

1° Met betrekking tot het reservoir:

- de horizontale doorlatendheid bedraagt 4 m/d , de verticale 0.8 m/d (anisotropie is 0.20).
- de watertafel staat 2 m diep en heeft geen gradiënt.
- de residuele watersaturatie bedraagt 0.30
- de nuttige neerslag is 270 mm per jaar
- in de onverzadigde zone wordt de formule van Van Genuchten toegepast met $\alpha=2.50$ en $n=13.45$.
- de porositeit bedraagt 0.38
- de dikte van de watervoerende laag is 10 m.
- de bulkdensiteit bedraagt 1.70
- de longitudinale dispersie bedraagt 1.0 m.
- de transversale dispersie bedraagt 0.1 m
- de verticale dispersie bedraagt 0.1 m.

2° Met betrekking tot de eigenschappen van de NAPL-fase:

- de dichtheid is 0.93
- de oplosbaarheid van de NAPL-fase bedraagt 544.67 mg/l , berekend uit de relatieve samenstelling van de NAPL-fase en de oplosbaarheidsproducten van de vier individuele componenten.
- de residuele NAPL-saturatie in de verzadigde zone is 0.15. Dit kan als een kleine waarde beschouwd worden. Meestal worden waarden in het interval 0.15 tot 0.35 als richtlijn opgegeven.
- de residuele NAPL-saturatie in de onverzadigde zone bedraagt 0.05.
- de oppervlaktespanning van de NAPL is 29.7 dynes/cm , berekend uit de relatieve samenstelling van de NAPL-fase en de waarde van de individuele componenten.
- de maximale NAPL saturatie in de lens is 50%. Dit is een ruwe geschatte waarde , gebaseerd op de berekende saturatieverdelingen rond de peilbuizen D23 , D24 en D25.

Enkele parameters variëren ngl de simulatie (Tabel 7.2). Deze zijn:

- de grootte van de zone waar de lek heeft plaatsgevonden. Er wordt aangenomen dat deze zone cirkelvormig is (het HSSM model gaat hiervan uit). Er werden berekeningen met stralen van 10 m en 25 m uitgevoerd.
- de infiltratiesnelheid van de NAPL-fase. Hier werden berekeningen uitgevoerd met 1 en 5 cm per dag. De maximale infiltratiesnelheid hangt af van de hydraulische karakteristieken van het reservoir (vooral van de onverzadigde zone). De maximale snelheid zal optreden wanneer de druk van de NAPL-fase aan het oppervlak nul bedraagt (er is dan vrij NAPL aanwezig). Mogelijk is deze snelheid nog groter dan 5 cm per dag. De duur van de infiltratieperiode is steeds 30 dagen.
- de dynamische viscositeit , dit is de verhouding van de viscositeit van de NAPL tot de viscositeit van water. Waarden kleiner dan één zijn dus minder visceus (meer lopend) dan water , terwijl hogere waarden wijzen op meer visceuze , stroperige , vloeistoffen. Er zijn berekeningen uitgevoerd met de waarde die uit de samenstelling van de drijflaag berekend is (0.69) , en met de waarde van een vloeistof die tienmaal visceuzer is dan water.

Simulatie	straal lek	infiltratie snelheid	dynamische viscositeit	hoeveelheid gelekt NAPL (m ³)
1	10 m	1 cm/d	0.69	94.2
2	10 m	5 cm/d	0.69	471.0
3	10 m	1 cm/d	10.00	94.2
4	10 m	5 cm/d	10.00	471.0
5	25 m	1 cm/d	0.69	235.5
6	25 m	5 cm/d	0.69	1177.5
7	25 m	1 cm/d	10.00	235.5
8	25 m	5 cm/d	10.00	1177.5

Tabel 7.2 Ingevoerde parameters in de simulaties met het HSSM model

7.2.3 Resultaten

De resultaten van het HSSM model worden weergegeven in een tijdsevolutie , bestaande uit een reeks grafieken (Fig 7.7 t.e.m. 7.14). Elke grafiek geeft de uitbreiding van de NAPL-lens op een bepaald tijdstip weer in functie van de afstand tot het centrum van de infiltratiezone (de horizontale as) en de diepte onder het maaiveld (de verticale as). Op elke grafiek zijn twee lenzen aangegeven: de uitbreiding van de lens op dat moment in de tijdsevolutie en de maximale uitbreiding van de lens tot dat moment. Laatstgenoemde komt overeen met de zone waar een residuele NAPL-saturatie aanwezig is. Deze werd hier op 15% (van het poriëngehalte) gesteld , maar zou in sommige zandige afzettingen tot 27% kunnen bedragen (KEMBLOWSKI & CHIANG, 1990). In deze zone zal dus steeds een hoeveelheid NAPL in het reservoir aanwezig blijven. Is de maximale saturatie die op een bepaalde plaats is opgetreden hoger dan de residuele NAPL-saturatie dan blijft een hoeveelheid NAPL achter gelijk aan de residuele NAPL saturatie. Is de maximale saturatie lager dan blijft deze maximale saturatie aanwezig. Dit wordt geïllustreerd met volgend voorbeeld. Komt er in de loop van de tijd op een bepaalde plaats 20% NAPL voor dan kan dit later nog dalen tot 15% (de residuele NAPL saturatie) , maar niet lager. Komt op een bepaalde plaats maximaal 12% NAPL voor dan blijft er 12% NAPL op deze plaats aanwezig. Deze residuele hoeveelheden NAPL kunnen dus ook niet door b.v. bemalingen verwijderd worden. Binnen de actuele uitbreiding van de lens is de NAPL saturatie lager dan een maximumwaarde , door het HSSM-model opgelegd. Deze werd hier op 50% gekozen.

Er worden profielen getekend na 30 dagen , dit is op het einde van de infiltratieperiode , na 60 dagen , dus 1 maand na de infiltratieperiode , een half jaar , één jaar , tien jaar en vijftig jaar na aanvang van de lek. Voor de simulaties 3 en 7 kon het programma om rekentechnische redenen geen profielen opstellen na 30 dagen. De voorstellingen van de resultaten van deze simulaties bestaan uit slechts vijf grafieken.

7.2.4 Conclusies en opmerkingen

Uit de uitgevoerde simulaties kunnen volgende conclusies getrokken worden:

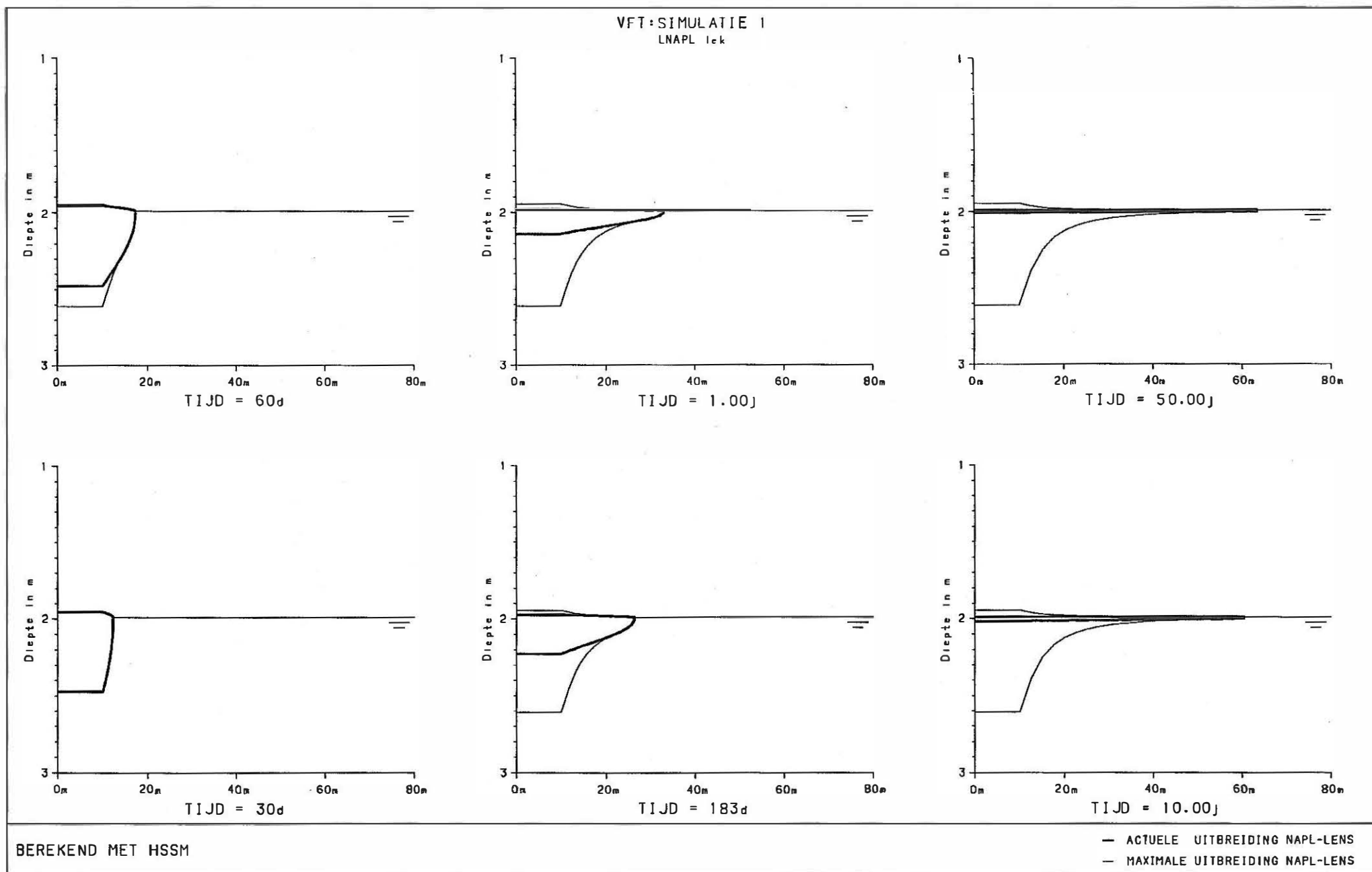


Fig. 7.7 Resultaten van de HSSM simulatie 1

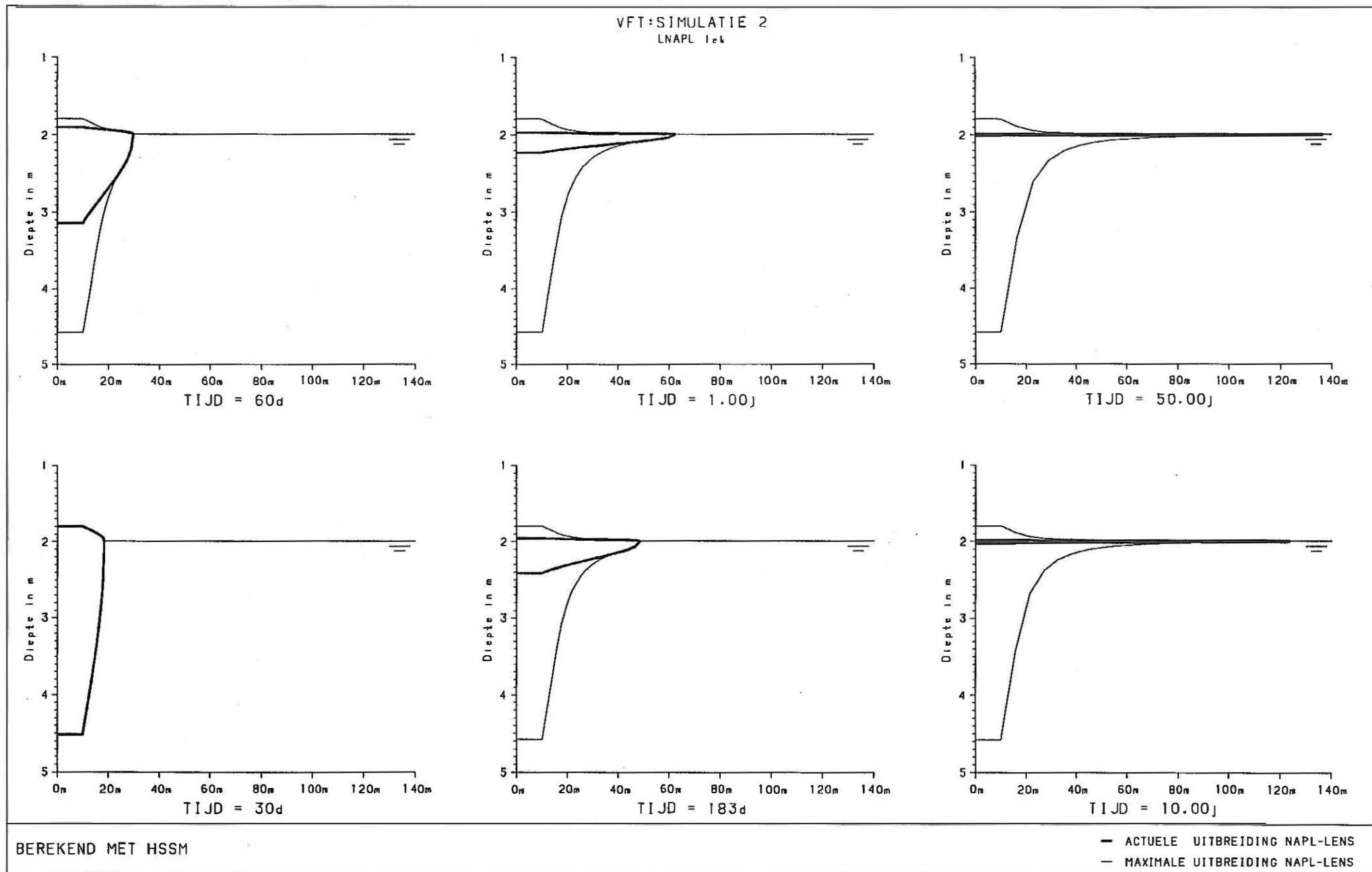


Fig. 7.8 Resultaten van de HSSM simulatie 2

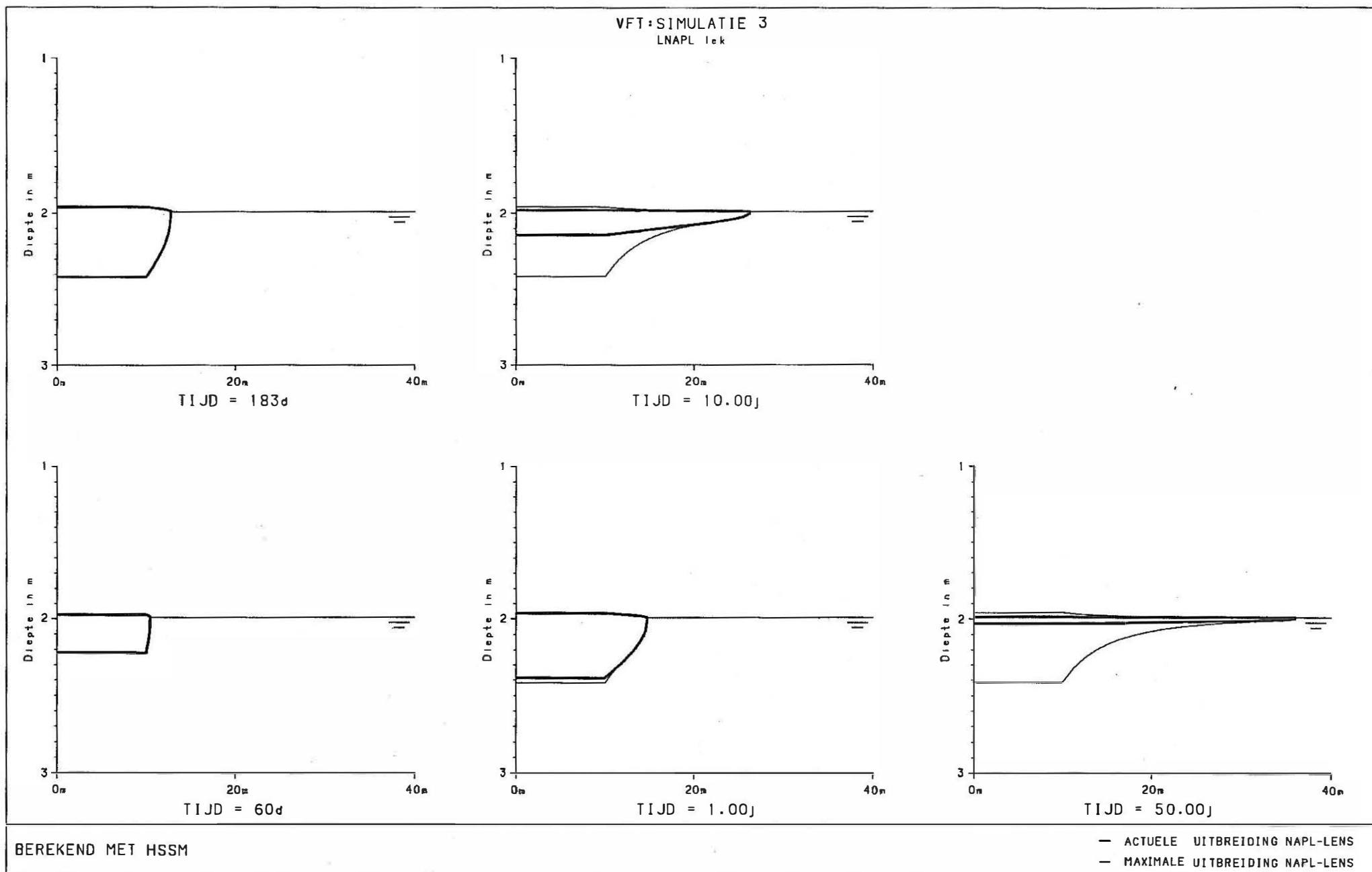
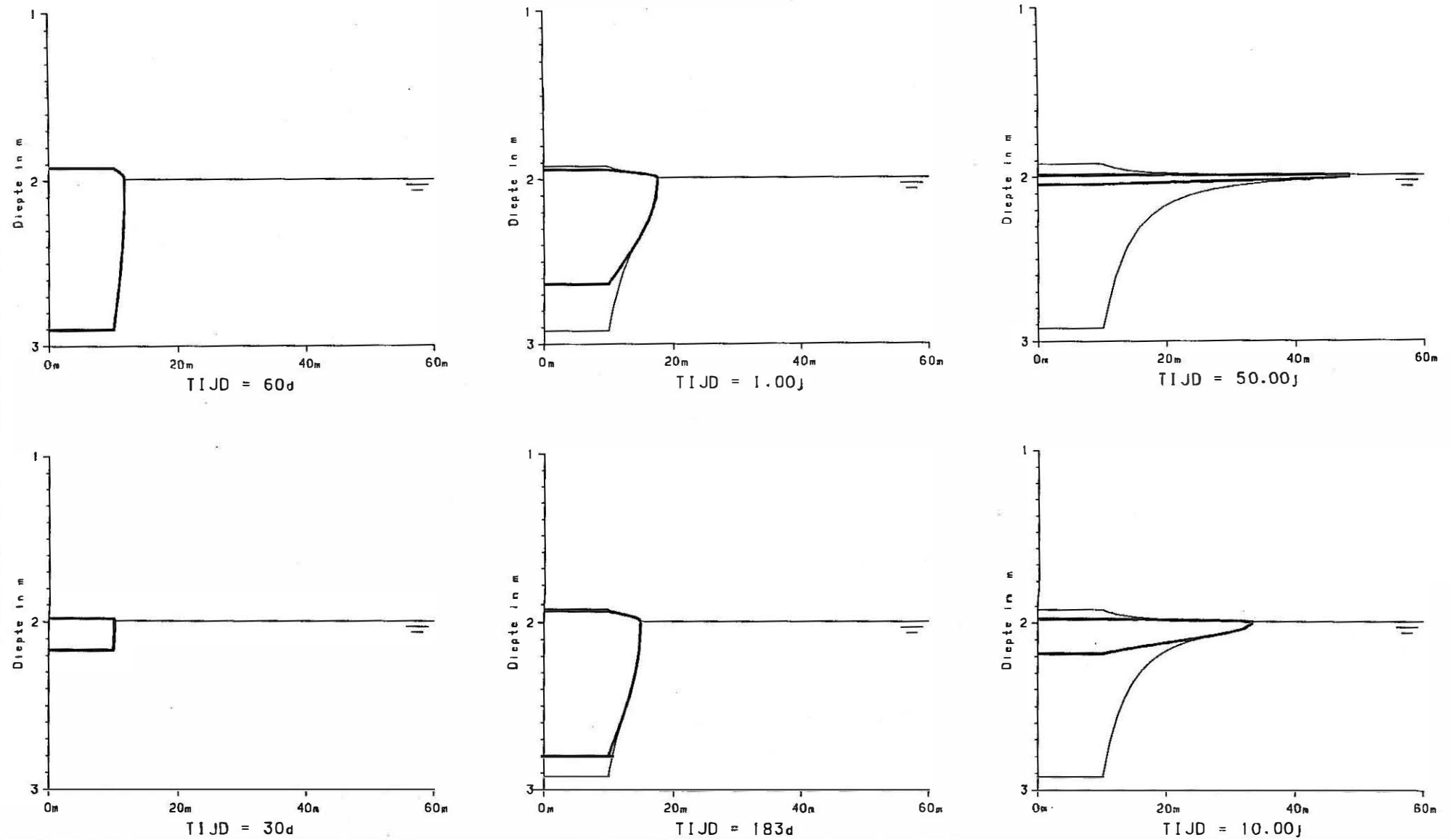


Fig. 7.9 Resultaten van de HSSM simulatie 3

VFT:SIMULATIE 4
LNAPL lek

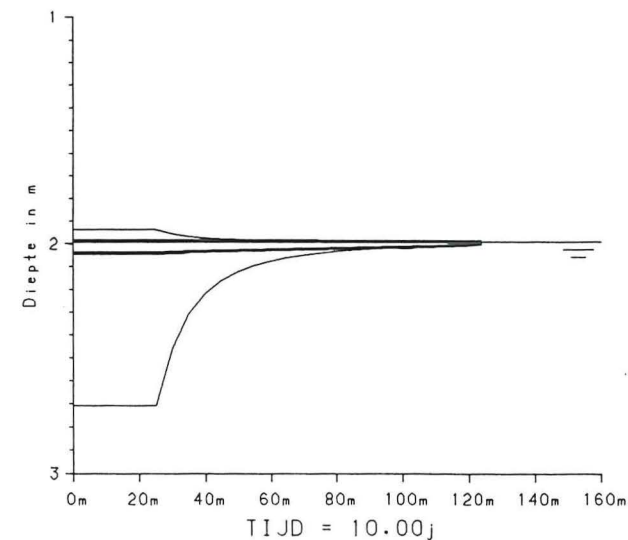
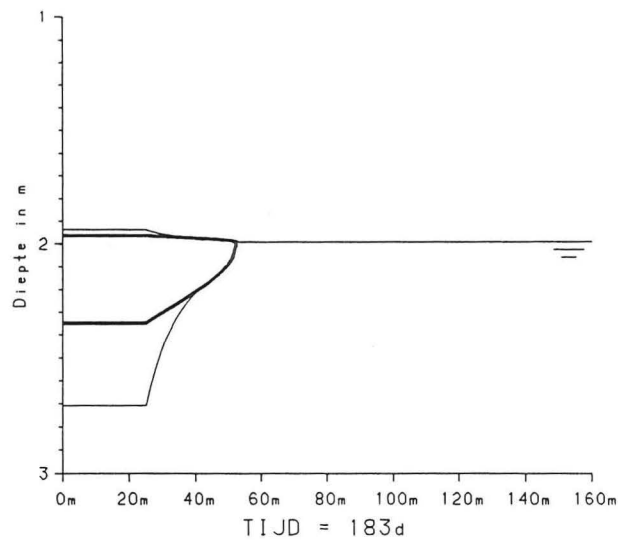
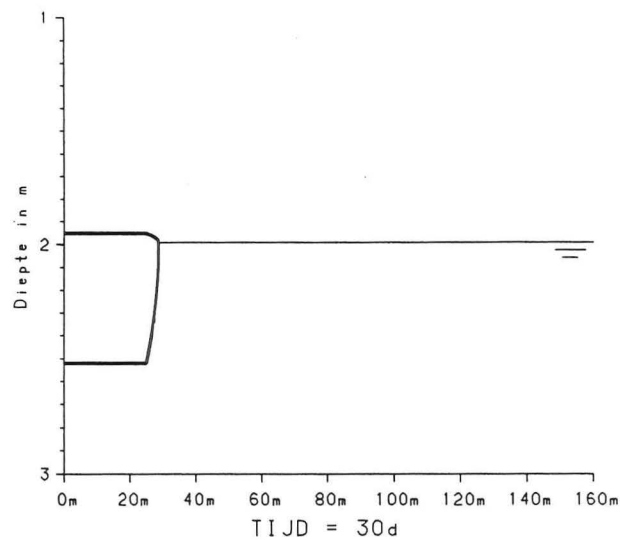
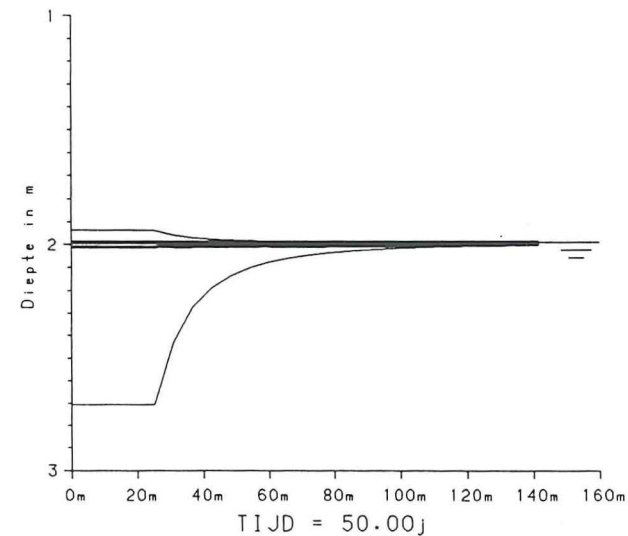
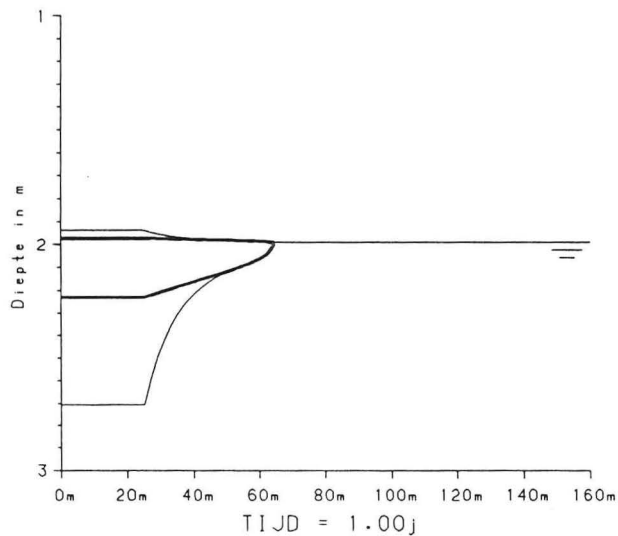
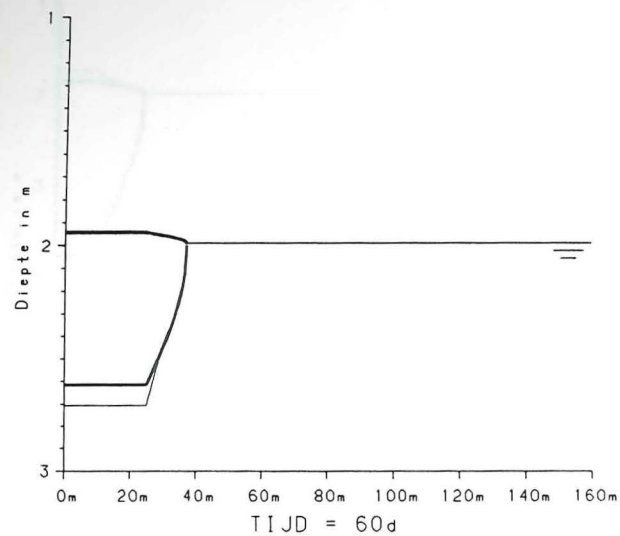


BEREKEND MET HSSM

— ACTUELE UITBREIDING NAPL-LENS
- - - MAXIMALE UITBREIDING NAPL-LENS

Fig. 7.10 Resultaten van de HSSM simulatie 4

VFT:SIMULATIE 5
LNAPL lek



BEREKEND MET HSSM

— ACTUELE UITBREIDING NAPL-LENS
— MAXIMALE UITBREIDING NAPL-LENS

Fig. 7.11 Resultaten van de HSSM simulatie 5

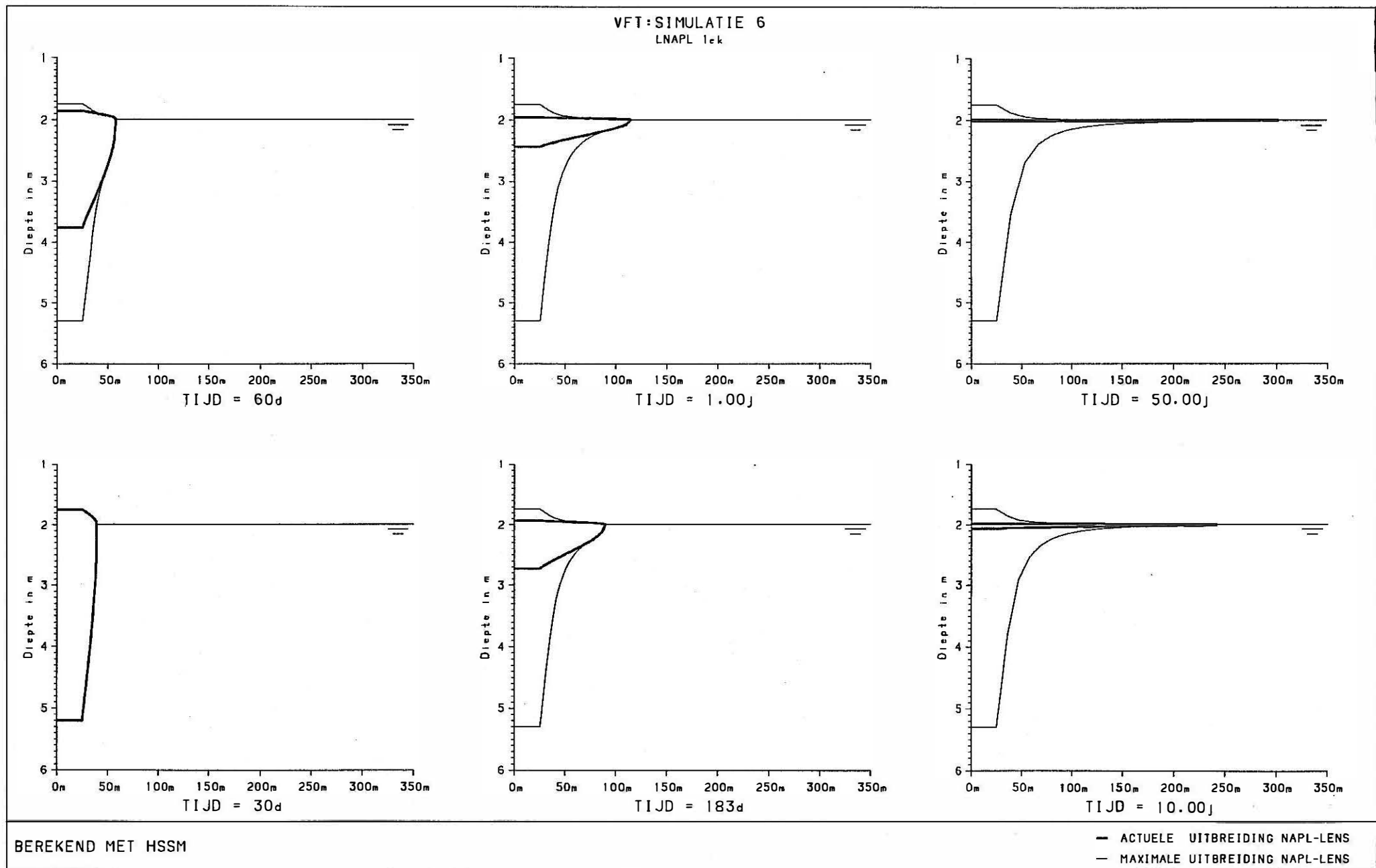


Fig. 7.12 Resultaten van de HSSM simulatie 6

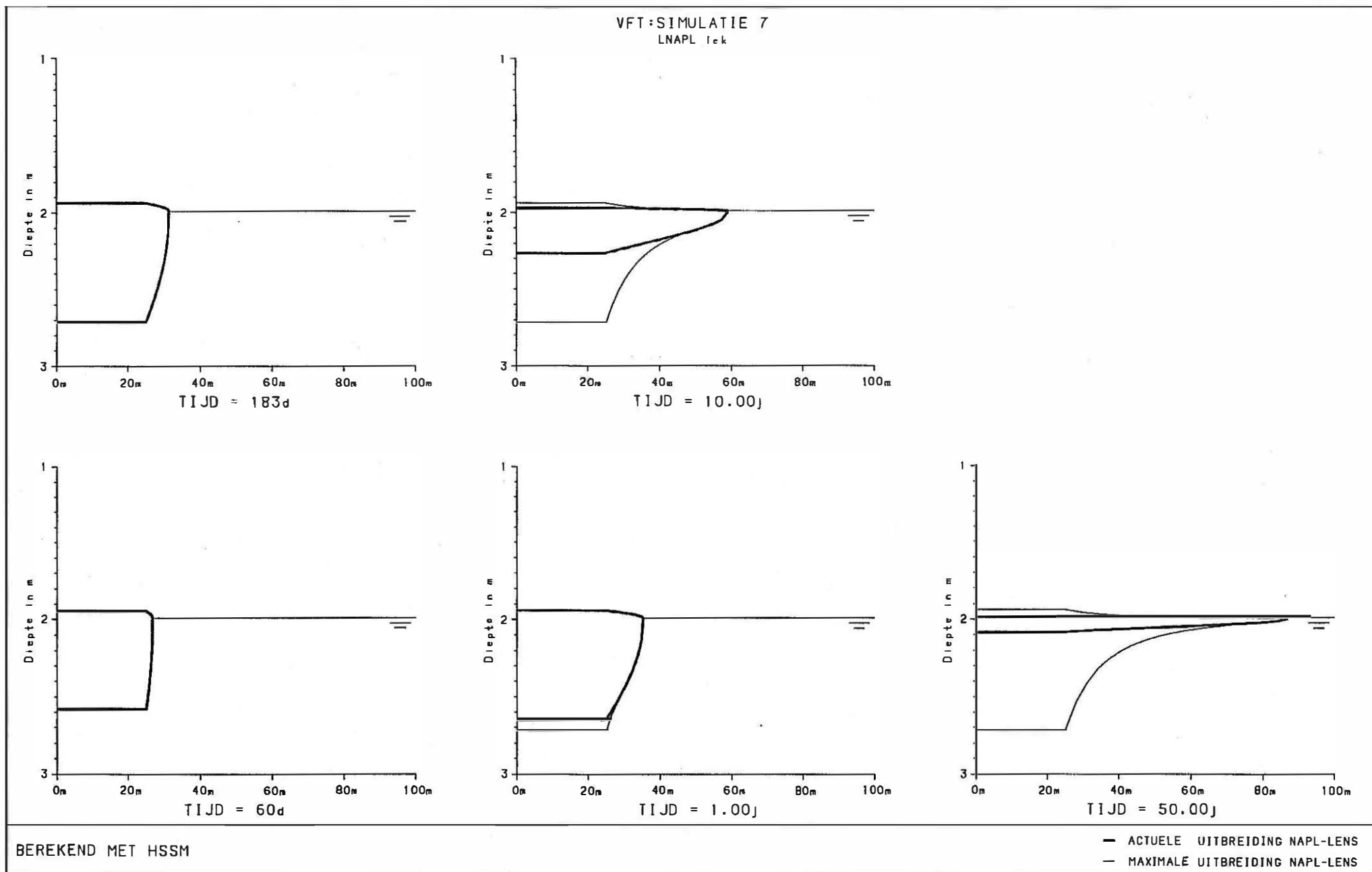


Fig. 7.13 Resultaten van de HSSM simulatie 7

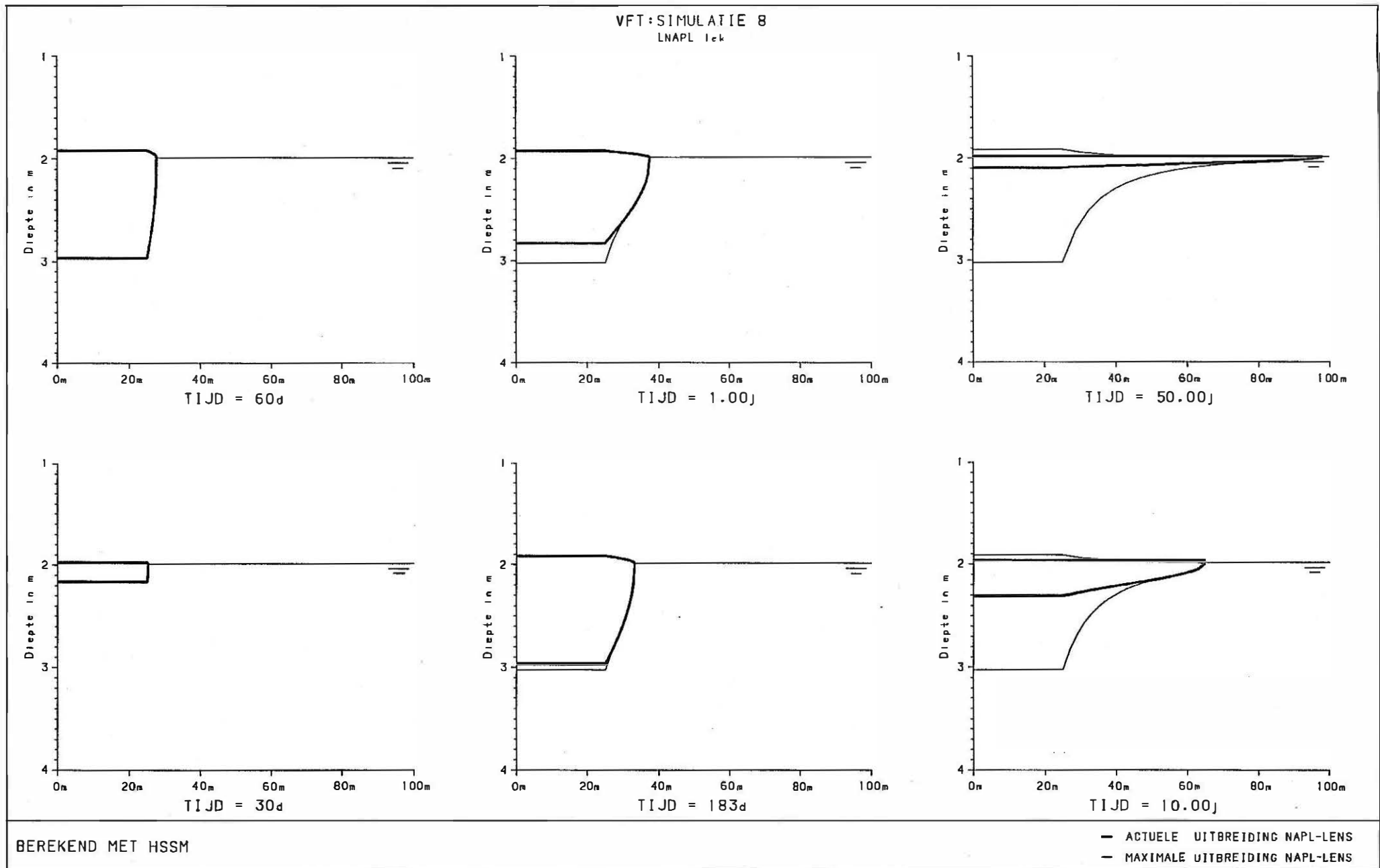


Fig. 7.14 Resultaten van de HSSM simulatie 8

1° Na lange tijd (10 - 50 jaar) heeft de NAPL-lens zich uitgespreid en is de dikte vrij klein (meestal minder dan 10 cm) , vooral wanneer met de geschatte viscositeit van de drijfslaag (0.69 , berekend a.h.v. de gemiddelde samenstelling) wordt gerekend (simulaties 1, 2, 5 en 6). Dit is schijnbaar in tegenspraak met de waarnemingen in de peilbuizen D23 , D24 en D25. Hoe groter de viscositeit hoe langer het duurt voordat de lens zich uitgespreid heeft. De berekeningen met een viscositeit die tienmaal groter is dan water tonen dat na tien jaar de drijfslaag nog een tiental cm dik kan zijn (simulaties 4 en 8).

2° Onder de plaats van de lek zal een zone gevormd worden met een residuele NAPL-saturatie die dieper is naarmate de infiltratiesnelheid toeneemt: vergelijk de simulaties met een hogere infiltratiesnelheid van 5 cm per dag (simulaties 2 , 4 , 6 en 8) met die met een lagere infiltratiesnelheid (simulaties 1 , 3 , 5 en 7). Dit fenomeen is belangrijker naarmate de dynamische viscositeit kleiner is (m.a.w. naarmate de NAPL minder visceus , meer vloeïend is) : deze zone is in simulatie 2 (kleine viscositeit) dieper dan in simulatie 4 (grote viscositeit). In geval van simulatie 2 is deze zone 4.5 m diep. Aangezien de samenstelling van de drijfslaag een lage viscositeit laat vermoeden , betekent dit dat het grondwaterreservoir onder de plaats van de lek tot een aanzienlijke diepte met een residuele NAPL-hoeveelheid kan verontreinigd zijn.

3° Bij kleine viscositeiten is de oppervlakte van de NAPL-lens ongeveer evenredig met de hoeveelheid NAPL die gelekt is. Zo is de straal van de lens in simulatie 2 ongeveer het dubbel van die in simulatie 1 , de oppervlakte is dus viermaal groter terwijl een vijfvoudige hoeveelheid NAPL gelekt is. Bij hoge viscositeiten is dit binnen de gesimuleerde tijdsperiode (50 jaar) niet zo. Misschien duurt het hier veel langer voor aan die wetmatigheid wordt voldaan.

4° Uit bovenvermelde vaststellingen kunnen de volgende voorlopige conclusies getrokken worden met betrekking tot de drijfslaag onder het fabrieksterrein:

1° Als de aangenomen viscositeit van de drijfslaag juist is , dan is:

- ofwel de drijfslaag heel recent ontstaan (gezien de grote dikte), wat onwaarschijnlijk is gezien de laterale uitbreiding (grootteorde honderd meter) die toch op een zekere spreiding wijst.

- ofwel zijn de waargenomen dikten van de drijflaag in de peilbuizen D23 , D24 en D25 niet representatief voor de dikte van de drijflaag in het reservoir. Bij de omrekening van de gemeten drijflaagdikte (in een peilbuis) naar de saturatieverdeling in het reservoir wordt een stationaire evenwichtstoestand verondersteld waarin de watertafel niet fluctueert. Waarnemingen wijzen erop dat de gemeten dikten van drijfslagen in peilbuizen sterk kunnen variëren zonder dat er een toevoer of afvoer van NAPL gebeurt. Deze wisselingen worden o.a. veroorzaakt door bewegingen van de watertafel (stijging of daling) en door het voorkomen van verticale stromingscomponenten (KEMBLOWSKI & CHIANG , 1990). Door seizoenfluctuaties zal de watertafel schommelen (soms nog meer door kunstmatige ingrepen zoals bemalingen) waardoor er een hele zone ontstaat waarin residueel NAPL aanwezig is , nl. het diepteinterval waarbinnen de watertafel bewogen heeft. Mogelijk is de dikte van de gemeten drijflaag gerelateerd aan de dikte van deze gehele zone , en niet enkel aan de dikte van de eigenlijke drijflaag , gedefinieerd als de dikte van de zone waarin de NAPL-saturatie hoger is dan de residuele NAPL saturatie.

2° Als de viscositeit van de drijflaag groter is dan aangenomen (minstens een orde) dan kan de ontstane drijflaag na enkele tientallen jaren nog een twintigtal cm dik zijn. De laterale verbreding is dan beperkt . De resultaten van simulatie 8 komen schijnbaar beter met de waarnemingen overeen. In dit geval zal er onder de plaats van de lek geen diepe zone met residueel NAPL voorkomen.

5° Gezien de oplosbaarheid van de drijflaag (544 mg/l) zal deze geleidelijk aan oplossen in het neerslagwater dat doorheen het met water verzadigd deel van de poriën in de drijflaag percoleert. Als de nuttige neerslag 270 mm per jaar bedraagt dan kunnen de tijden die nodig zijn om de drijflaag op te lossen berekend worden (tabel 7.3). De aangegeven dikten zijn specifieke volumes , dus niet de dikten van de zones waar NAPL aanwezig is.

In realiteit zal ook een deel van de drijflaag verdwijnen door vervluchtiging. Hiermee is hier geen rekening gehouden.

6° Het HSSM-model is een programma dat berekeningen uitvoert op basis van een aantal vereenvoudigingen en schematisaties. De resultaten zijn dus enkel richtinggevend.

specifiek volume (cm)	tijd (jaar)
10	732
20	1664
30	2196
40	2928
50	3660

Tabel 7.3 Berekende tijden voor het oplossen van de drijfslag

7.3 Het MOFAT model

7.3.1 Beschrijving van het model

MOFAT is een tweedimensionaal eindige elementenmodel dat ontwikkeld werd voor EPA (U.S. Environmental Protection Agency) door het "Center for Environmental and Hazardous Materials Studies" van de Virginia Polytechnic Institute and State University in Blacksburg, Virginia (KATYAL, A.K., KALUARACHCHI, J.J. & PARKER, J.C., 1991). Het modelleert de gekoppelde multifase stroming en het multicomponent transport volgens verticale secties. De stroming en het transport van drie fasen (water, een NAPL en een gas) worden beschreven. De numerieke oplossingsmethode gebruikt een "upstream-weighted" eindigverschil schema. Benodigde invoergegevens omvatten de hydraulische karakteristieken van de bodem, de eigenschappen van de vloeistoffen, initiële condities en grensvoorwaarden, de geometrie van het gebruikte netwerk en tijdsparameters. Het verband tussen de doorlatendheid, saturatie en capillaire druk worden bepaald door een uitbreiding van de Van Genuchten vergelijking voor drie fasen. Grensvoorwaarden kunnen vaste druk of vaste stromingssnelheid zijn (ondoorlatende grenzen zijn hiervan een speciaal geval). Het model werkt steeds met een rectangulair netwerk dat echter zowel planair als axiaal-symmetrisch kan zijn.

Voor een meer uitgebreide beschrijving van het model wordt verwezen naar de gebruikershandleiding.

7.3.2 Ingevoerde gegevens

Het MOFAT model werkt met rectangulaire netwerken (de cellen zijn rechthoekig) volgens verticale profielen. Het modelnetwerk werd om rekentechnische redenen beperkt tot 10 kolommen (volgens de afstand) en 20 rijen (volgens de diepte). Elk element is rechthoekig en 20 cm hoog. De lengte is beperkt tot 1 m omdat de verhouding van lengte op hoogte van een element maximaal vijf mag bedragen. Het gehele profiel is 4 m hoog en 10 m lang. De knooppunten bevinden zich op de hoeken van elk element. De bovenste 2 m van het profiel vormen de onverzadigde zone, de onderste 2 m de verzadigde zone. In deze onderste 2 m wordt een horizontale stroming gecreëerd door aan beide randen vaste-drukcellen te definiëren met een drukverschil van 2 cm tussen de linker en rechtergrens van het model. Dit komt overeen met een hydraulische gradiënt van 0.002, de gemiddelde stijghoogtegradiënt in noordoostelijke richting. In de onverzadigde zone worden de randen aan de linker- en rechter profielgrens ondoorlatend genomen. Hier wordt verondersteld dat de stroming uitsluitend vertikaal is. De ondergrens wordt als een stroomlijn beschouwd en ondoorlatend genomen. Het reservoir is homogeen met een horizontale doorlatendheid van 4 m/d en een verticale doorlatendheid van 0.4 m/d. De waterdoorlatende porositeit bedraagt 0.42. De residuele watersaturatie bedraagt 12 % en de maximale residuele NAPL saturatie 20 %. De Van Genuchten parameters α en n bedragen respectievelijk 13.45 en 2.50. Deze laatste waarden zijn gemiddelden voor fijn zand (KATYAL, e.a., 1991). De eigenschappen van de NAPL-laag werden berekend uit de resultaten van de analyses van monsters uit de drijfslagen van putten D23, D24 en D25. Aangezien de samenstelling van de laag zeer complex is werden voor de simulatie enkel de BTEX-componenten in rekening gebracht, aangezien deze in peilbuizen D24 en D25 de belangrijkste groep vertegenwoordigen. De viscositeit van de NAPL fase bedraagt 69.47 % van die van water. De dichtheid is 0.9352. De schaling parameters β_{so} , de verhouding van de oppervlaktespanning van zuiver water op de oppervlaktespanning van zuiver NAPL, en β_{ow} , de verhouding van de oppervlaktespanning van zuiver water op de oppervlaktespanning tussen water en NAPL, bedragen resp. 2.3739 en 2.0357.

De NAPL-lek vindt plaats in de eerste kolom van het profiel, langs de bovenzijde van het bovenste element. De lek is hier dus slechts 1 m groot. De NAPL-lek die hier gesimuleerd wordt is dus veel kleiner dan die in de simulaties van het HSSM-model. Gedurende de lek is er

vrij NAPL aan het oppervlak aanwezig. Om rekentechnische redenen werd de simulatieperiode beperkt tot de 3 maanden volgend op de lek. Voor langere termijn evoluties van de drijfslag wordt naar de resultaten van het HSSM-model verwezen.

Er werden twee verschillende simulaties uitgevoerd:

1° Eén met een nuttige neerslag van 270 mm per jaar.

2° Eén zonder nuttige neerslag. Dit geeft de toestand weer wanneer de lek onder een industriële installatie plaatsvindt die het neerslagwater volledig opvangt.

7.3.3 Resultaten

De resultaten werden op grafische wijze voorgesteld. Hierbij worden twee voorstellingswijzen gebruikt.

De eerste is een profielvoorstelling en geeft een synthetische voorstelling van het gehele profiel. Hierbij wordt het profiel voor elk van de drie fasen voorgesteld. De berekende resultaten van de water-, NAPL- en luchtfase zijn afzonderlijk voorgesteld. Op elke figuur zijn de berekende drukken voorgesteld met isolijnen. Deze drukken zijn omgerekend naar de hoogte van een waterkolom met een gelijkwaardige druk. Deze isolijnen hebben een interval van 25 cm. De saturatie van elke fase is het percentage van de waterdoorlatende poriën dat door de fase bezet wordt. Deze wordt eveneens d.m.v. isolijnen voorgesteld. De saturatie ligt steeds tussen 0 en 100%. Het lijneninterval bedraagt 10%. Tenslotte wordt de stroming van elke fase met stromingsvectoren aangeduid. Deze vectoren geven de richting van de stroming aan. Hun lengte is evenredig met de stromingssnelheid. De tijdsfactor die gebruikt is om de stromingssnelheid naar een lengte om te rekenen is op de figuur aangegeven.

De tweede voorstellingswijze is een kolomvoorstelling die bestaat uit dieptegrafieken die toelaten een aantal berekende parameters van één enkele kolom uit het model in functie van de diepte voor te stellen. Een dergelijke voorstelling bestaat uit enkele naast elkaar geplaatste grafieken, waarin de waarde van de parameters op een horizontale schaal worden uitgezet.

tegenover de diepte op de verticale schaal. Deze voorstelling geeft dus de variatie van die parameters op een bepaalde plaats langsheen het profiel in functie van de diepte.

In de eerste grafiek staan de saturaties van de lucht-, water- en NAPL-fase aangeven. Hierbij komen in de grafiek één of twee scheidingslijnen voor. De linkse geeft de scheiding aan tussen de water- en de NAPL-fase (waar deze voorkomt), of tussen water- en luchtfase (waar geen NAPL voorkomt). De tweede scheidingslijn wordt enkel getekend wanneer een NAPL-fase aanwezig is. De lijn geeft dan de scheiding tussen de NAPL-fase en de luchtfase aan. Indien een NAPL-fase voorkomt dan wordt de zone tussen de twee lijnen gearceerd. Op een bepaalde diepte geeft de waarde van de eerste scheidingslijn de saturatie aan water aan. Indien op deze diepte NAPL voorkomt, geeft de waarde van de tweede scheidingslijn de som van de saturaties van water en NAPL aan. Het verschil tussen de laatste waarde en de maximale saturatie van 100 % geeft de saturatie van de in de bodem aanwezige lucht aan. De som van de drie saturaties samen bedraagt 100%.

In de tweede grafiek wordt de saturatie van de NAPL fase afzonderlijk voorgesteld om een gemakkelijke aflezing mogelijk te maken. Tevens wordt de procentuele cumulatieve som van de NAPL saturaties aangegeven. Deze geeft voor elke diepte het percentage van de totale hoeveelheid NAPL in de beschouwde verticale kolom weer, boven de betreffende diepte.

In de derde grafiek staat de drukverdeling van de water- en NAPL-fase voorgesteld. Positieve drukken komen voor in de verzadigde zone, negatieve drukken in de onverzadigde zone.

In de vierde grafiek is de verticale snelheid van de water- en NAPL-fase voorgesteld. Hierbij wijzen negatieve waarden op een neerwaartse beweging. De schaal is aangepast aan de minimum en maximum snelheid in de kolom en varieert dus van figuur tot figuur.

Bij het aflezen van de kolomvoorstellingen moet wel met de verticale discretisatie van het model worden rekening gehouden: elke cel is 20 cm hoog, zodat preciese diepten slechts benaderend kunnen afgeleid worden.

Elke simulatie bestaat uit een tijdreeks waarbij een periode van 90 dagen na de lek wordt

gesimuleerd. Hierbij kunnen de berekende resultaten op bepaalde tijden worden voorgesteld. Voor elk voorgesteld tijdstip wordt de eerste en tweede voorstellingswijze gegeven. Voor de resultaten op het einde van de simulatieperiode zijn er kolomvoorstellingen op verschillende afstanden van de lek opgenomen.

De eerste simulatie (Fig 7.15 t.e.m. 7.43) is een tijdsevolutie waarbij er geen nuttige neerslag op het profiel valt.

De toestand onmiddellijk na de lek laat de bel NAPL zien (in de bovenlinkerhoek van de profielen) die onder de lek gevormd is. Deze is na 1 dag ongeveer 1 m diep in de grond gedrongen. In de bel treedt er een sterke neerwaartse en zijwaartse stroming op. Op de dieptegrafieken (Fig 7.16) is te zien dat de bovenste meter van de bodem verzadigd is met water en NAPL, waaronder, tussen 1 en 2 m diepte, een onverzadigde zone voorkomt (water en lucht of water, NAPL en lucht). Het is mogelijk dat bij langdurige lekken deze onverzadigde zone totaal verdwijnt.

Eén dag na de lek (Fig 7.17 en 7.18) is de toevoer van NAPL aan het oppervlak stilgevallen waardoor in de bovenste tientallen cm de NAPL-saturatie reeds terug gedaald is. De bovenste meter is nu terug onverzadigd geworden: er komt een luchtfractie in voor. De bel NAPL zinkt verder doorheen de onverzadigde zone.

Twee dagen na de lek (Fig 7.19 en 7.20) bereikt de eerste NAPL de watertafel. In de onverzadigde zone kunnen de saturaties nog 60% bedragen.

De daaropvolgende dagen (Fig 7.21 t.e.m. 7.26) zal meer NAPL de watertafel bereiken, waardoor ook de stroming van het grondwater gaat beïnvloed worden. Er begint zich nu op de watertafel een drijfslag te ontwikkelen.

Na één week (Fig 7.27 en 7.28) is te zien hoe een deel van het water aan de linkerkant van het profiel is weggedrukt door de NAPL. Het grootste deel van de bel is nog steeds in de onverzadigde zone aanwezig: 80% van de hoeveelheid NAPL zit in de bovenste 2 meter.

ONMIDDELIJK NA DE LEK

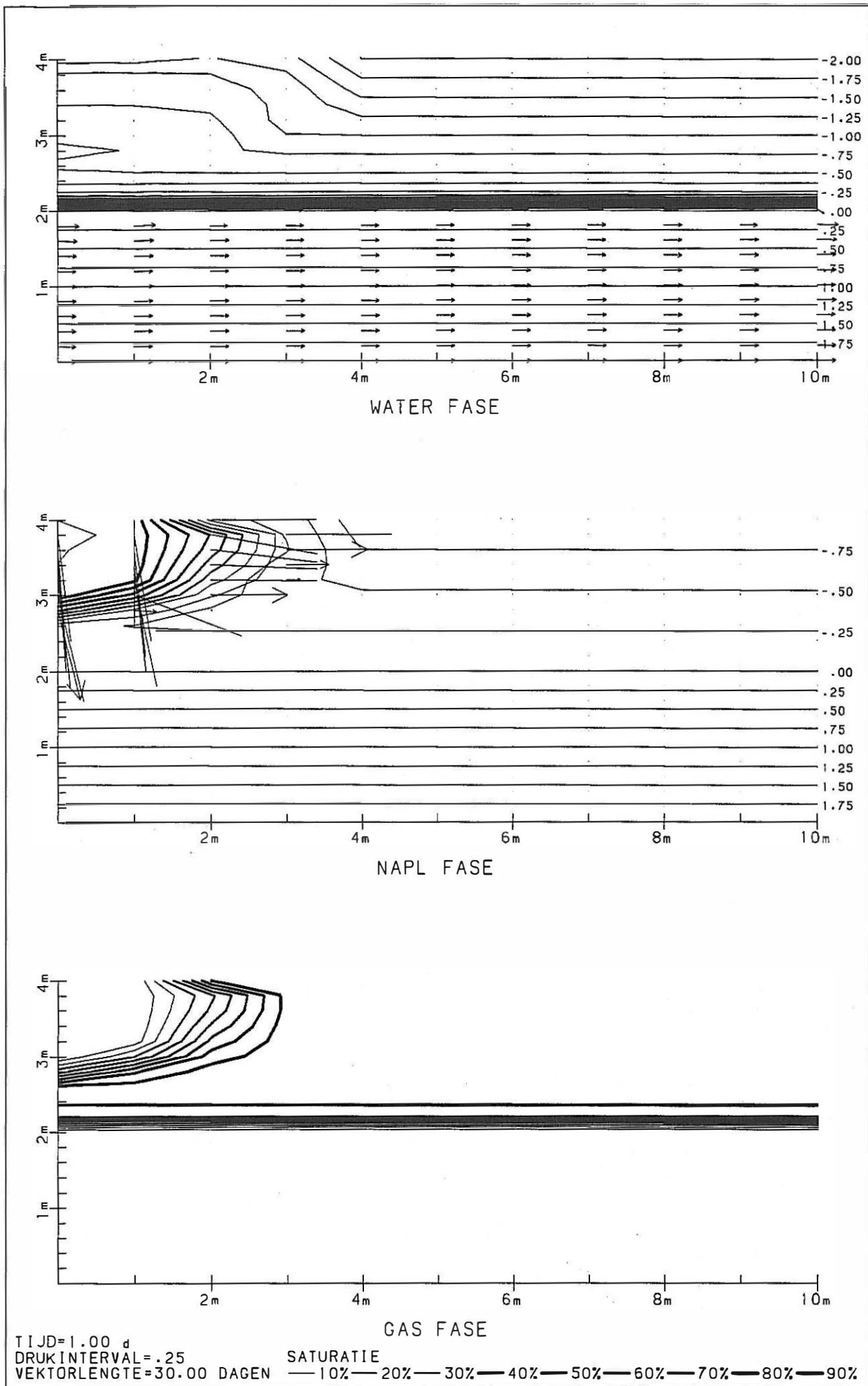
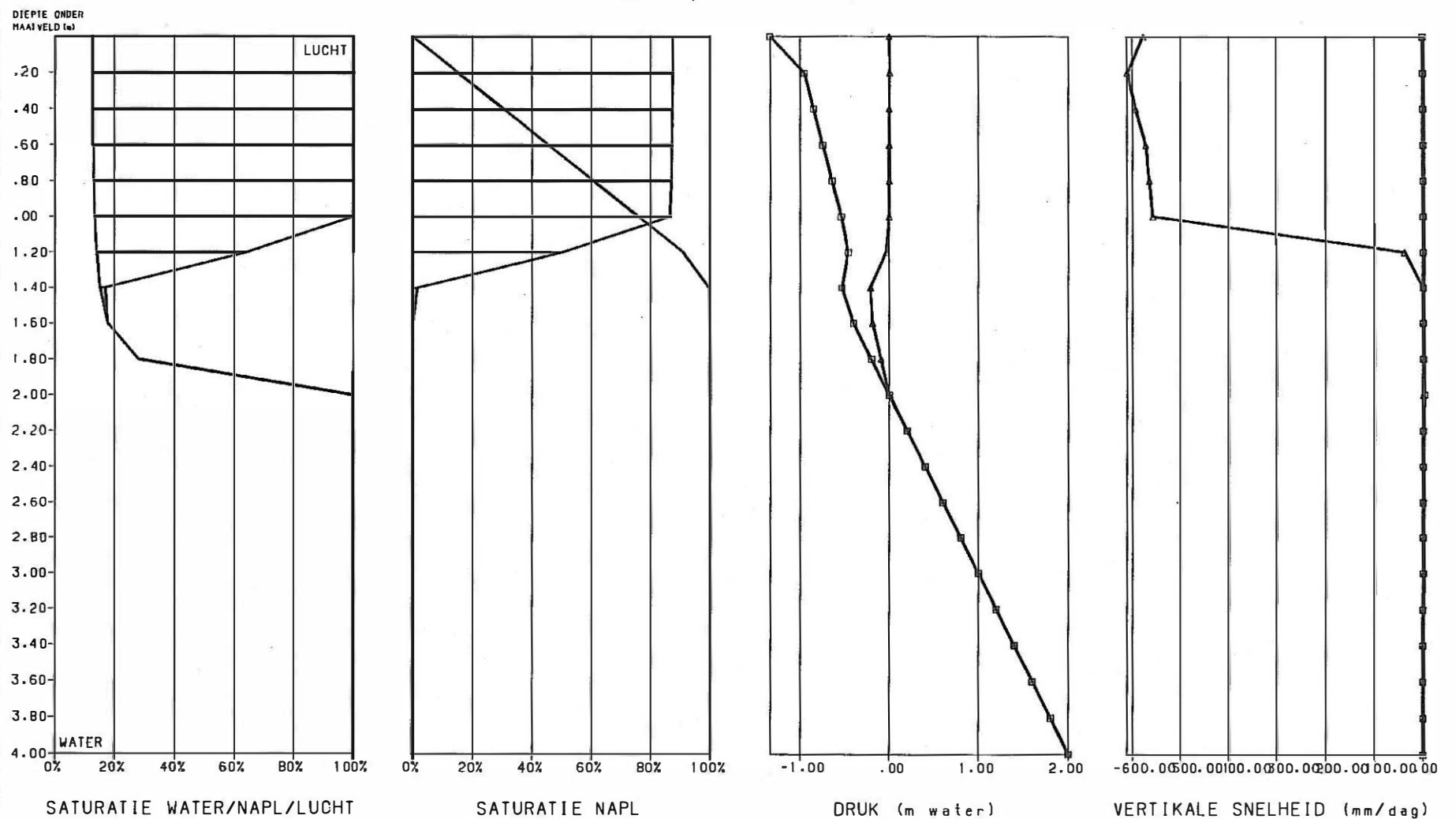


Fig. 7.15 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

TOESTAND ONMIDDELIJK NA DE LEK

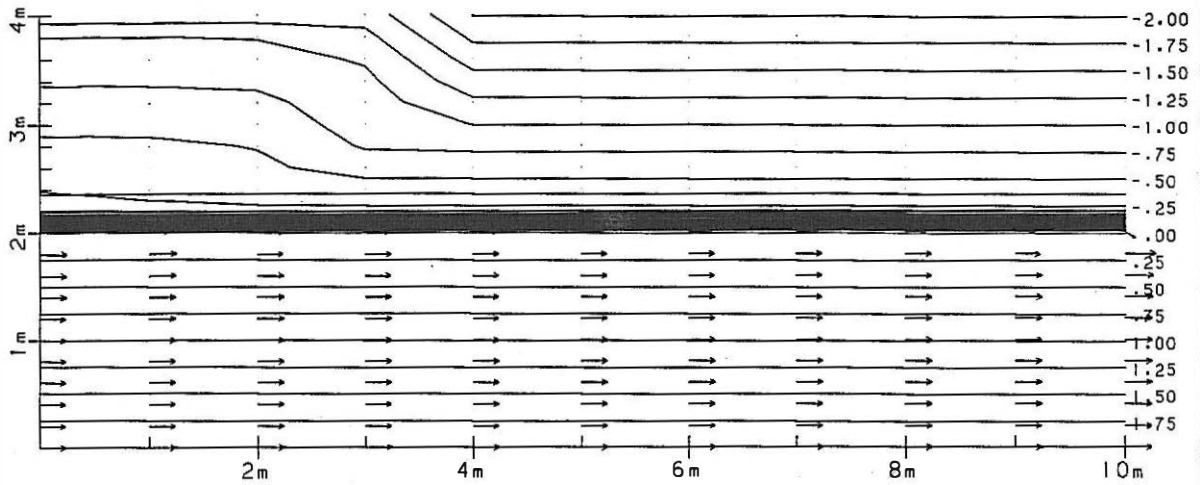
onder plaats van lek



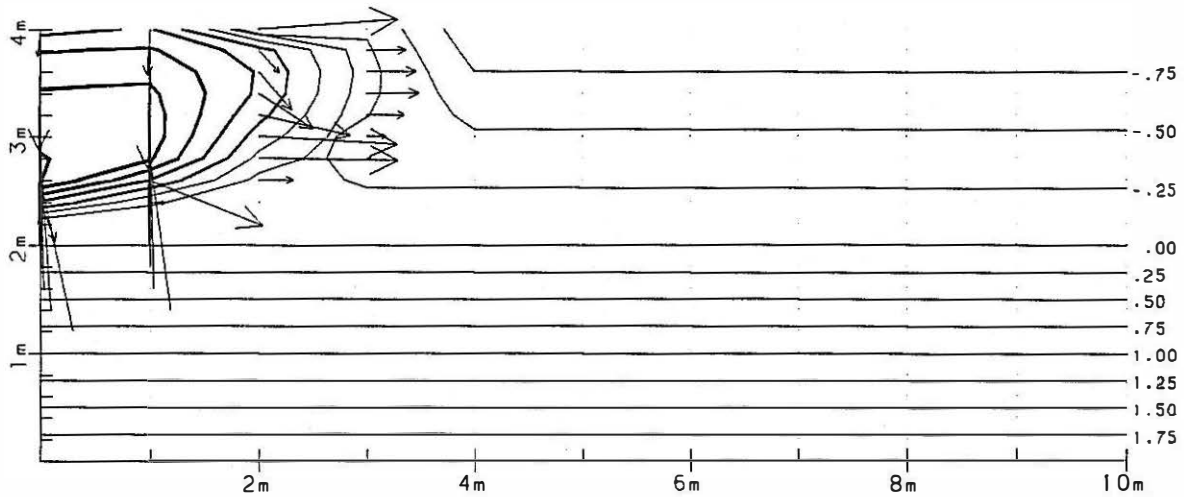
TIJD=1.00 a
AFSTAND TOT LINKERZIJDE PROFIEL=0 m
BEREKEND MET MOFAT

Fig. 7.16 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

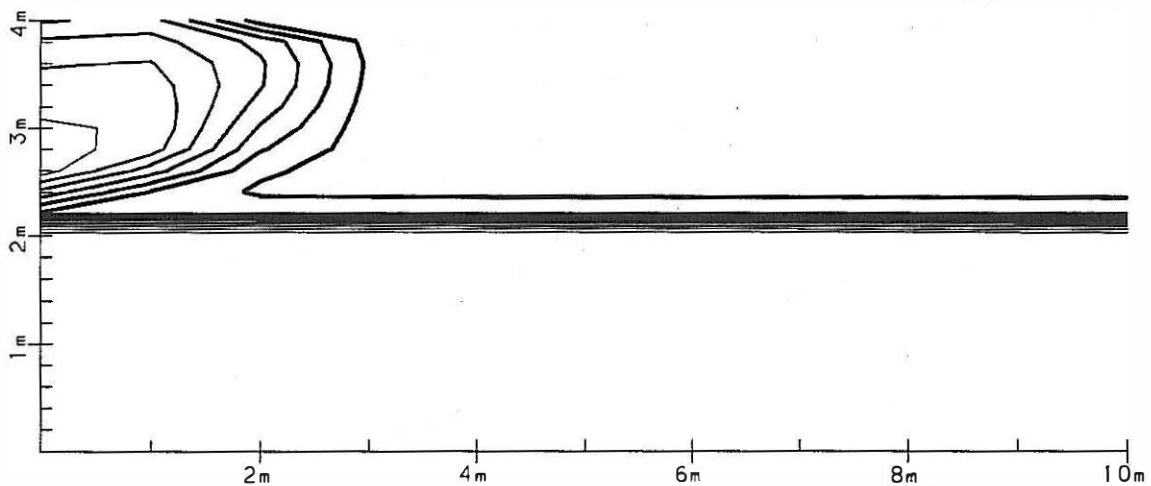
1 DAG NA DE LEK



WATER FASE



NAPL FASE



GAS FASE

TIJD=1.00 d
 DRUKINTERVAL=.25
 VEKTORLENGTE=30.00 DAGEN
 SATURATIE
 —10%—20%—30%—40%—50%—60%—70%—80%—90%

Fig. 7.17 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

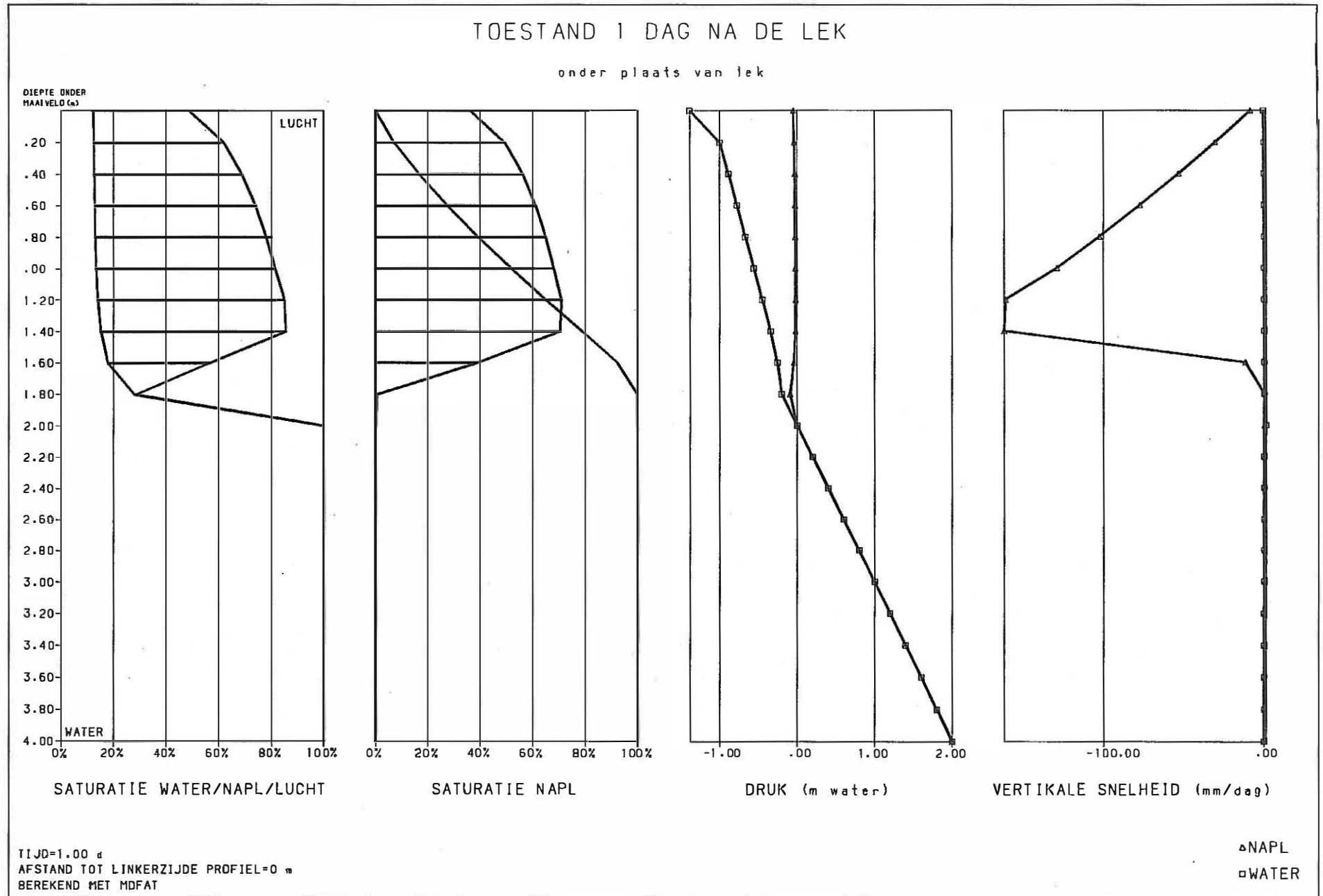
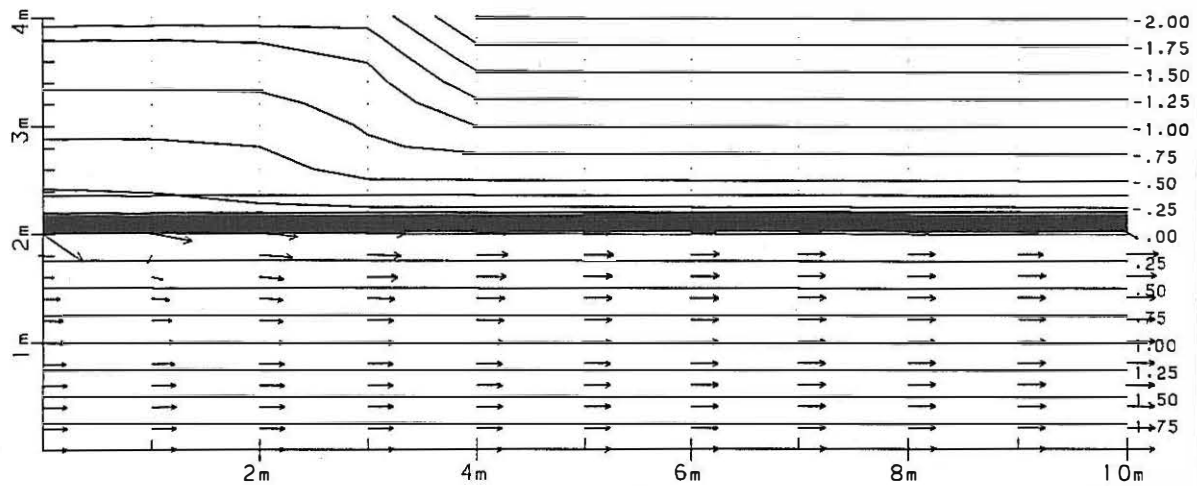
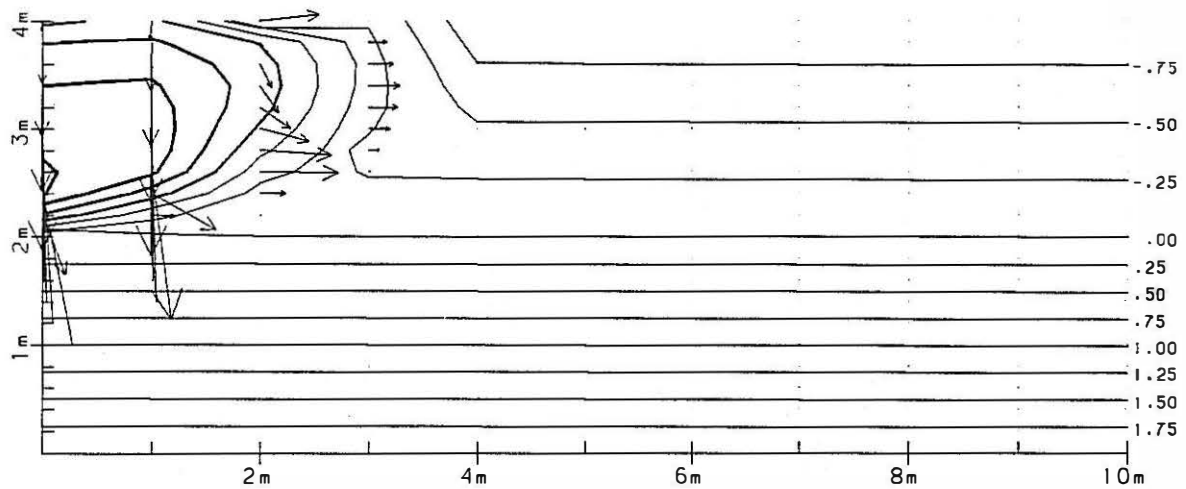


Fig. 7.18 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

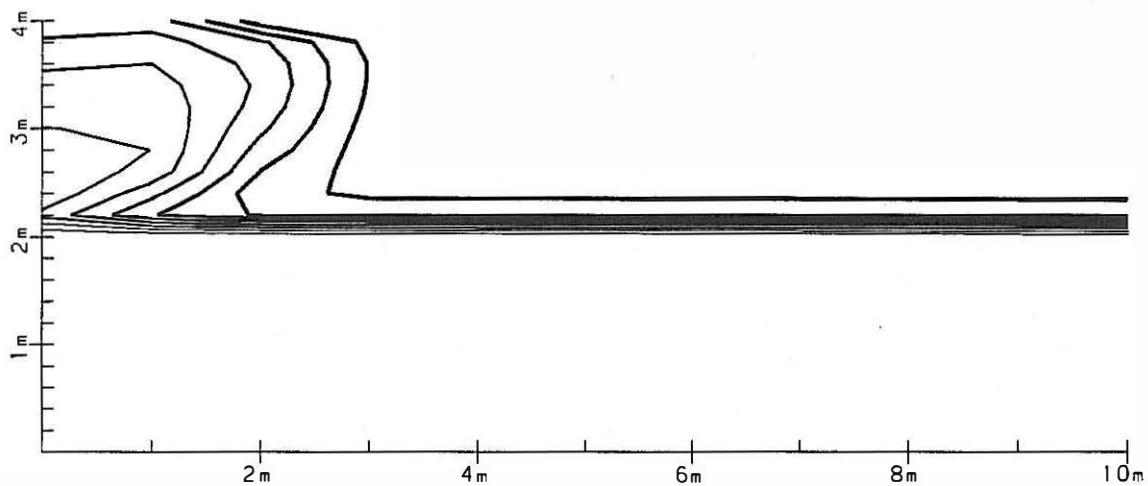
2 DAGEN NA DE LEK



WATER FASE



NAPL FASE



GAS FASE

TIJD=2.00 d
 DRUKINTERVAL=.25
 VEKTORLENGTE=30.00 DAGEN

SATURATIE
 —10%—20%—30%—40%—50%—60%—70%—80%—90%

Fig. 7.19 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

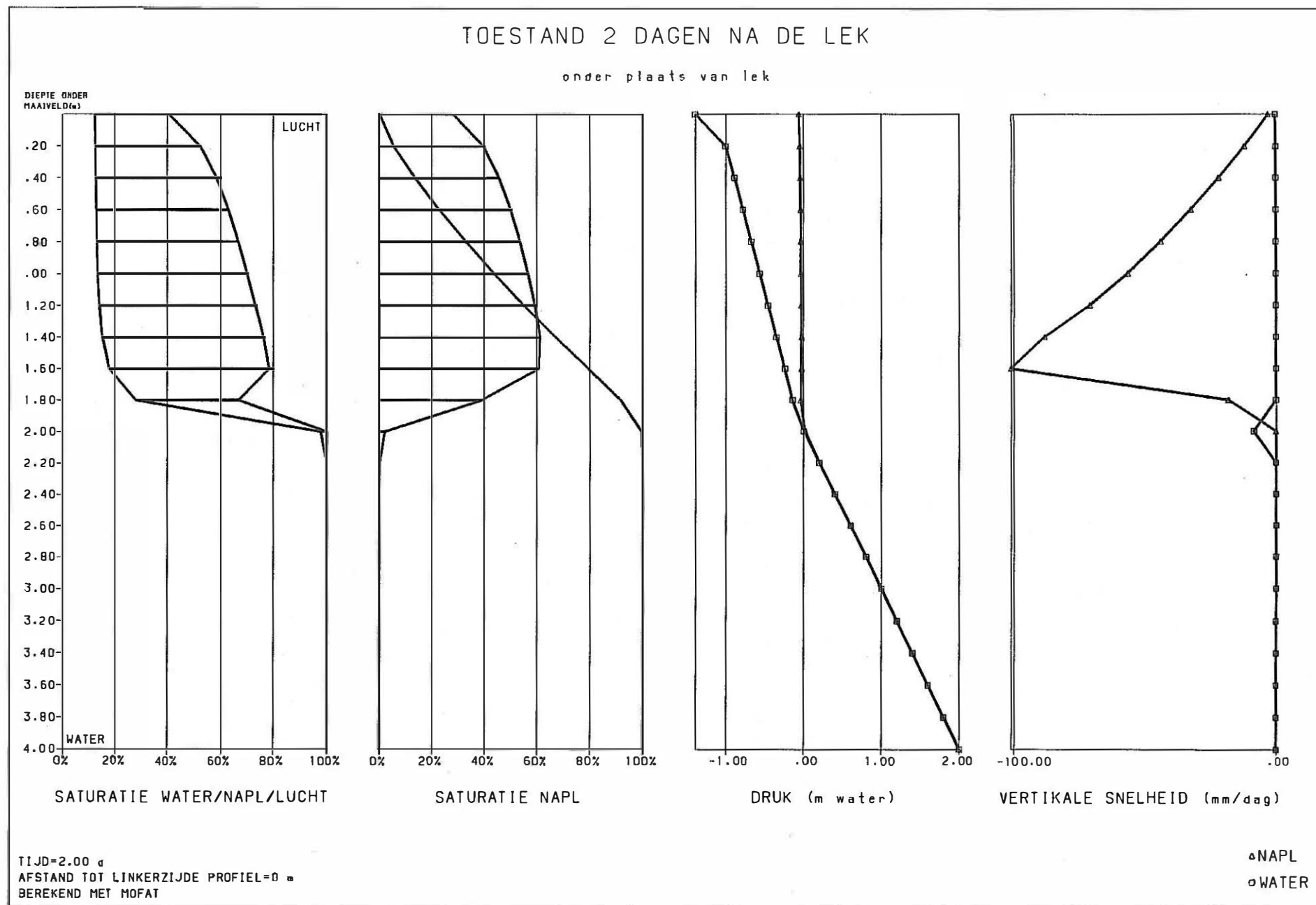


Fig. 7.20 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

3 DAGEN NA DE LEK

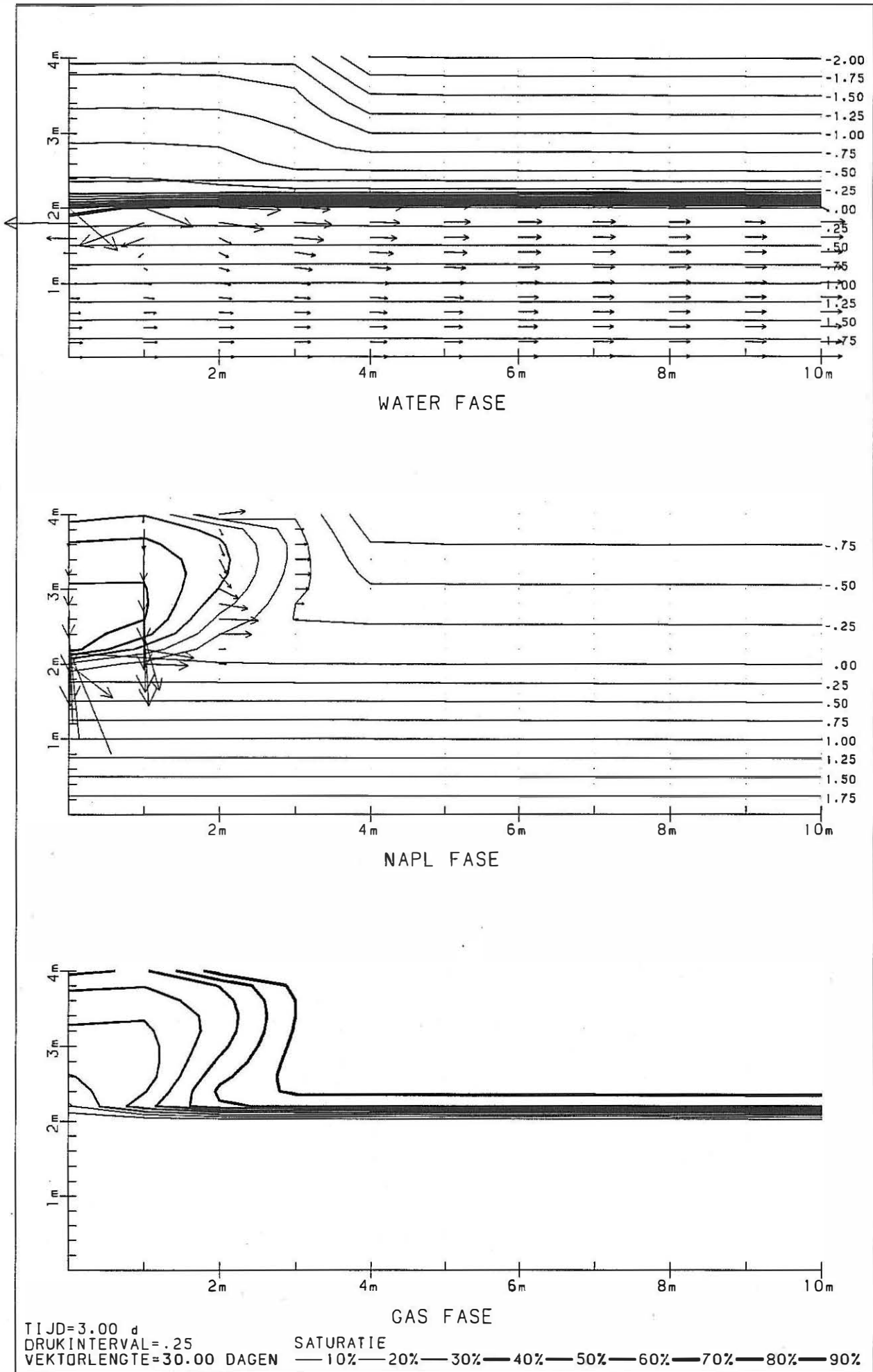


Fig. 7.21 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

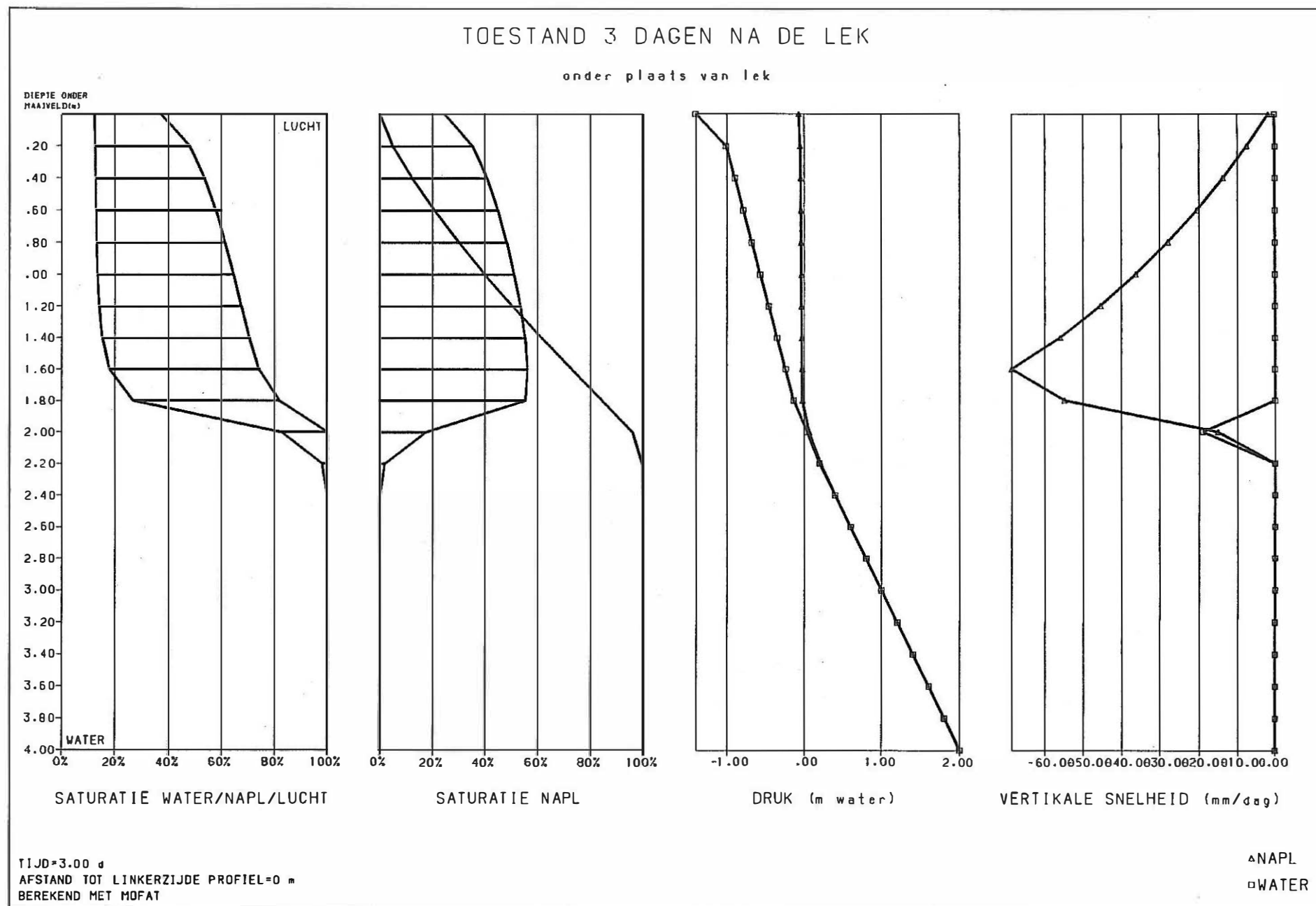


Fig. 7.22 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

4 DAGEN NA DE LEK

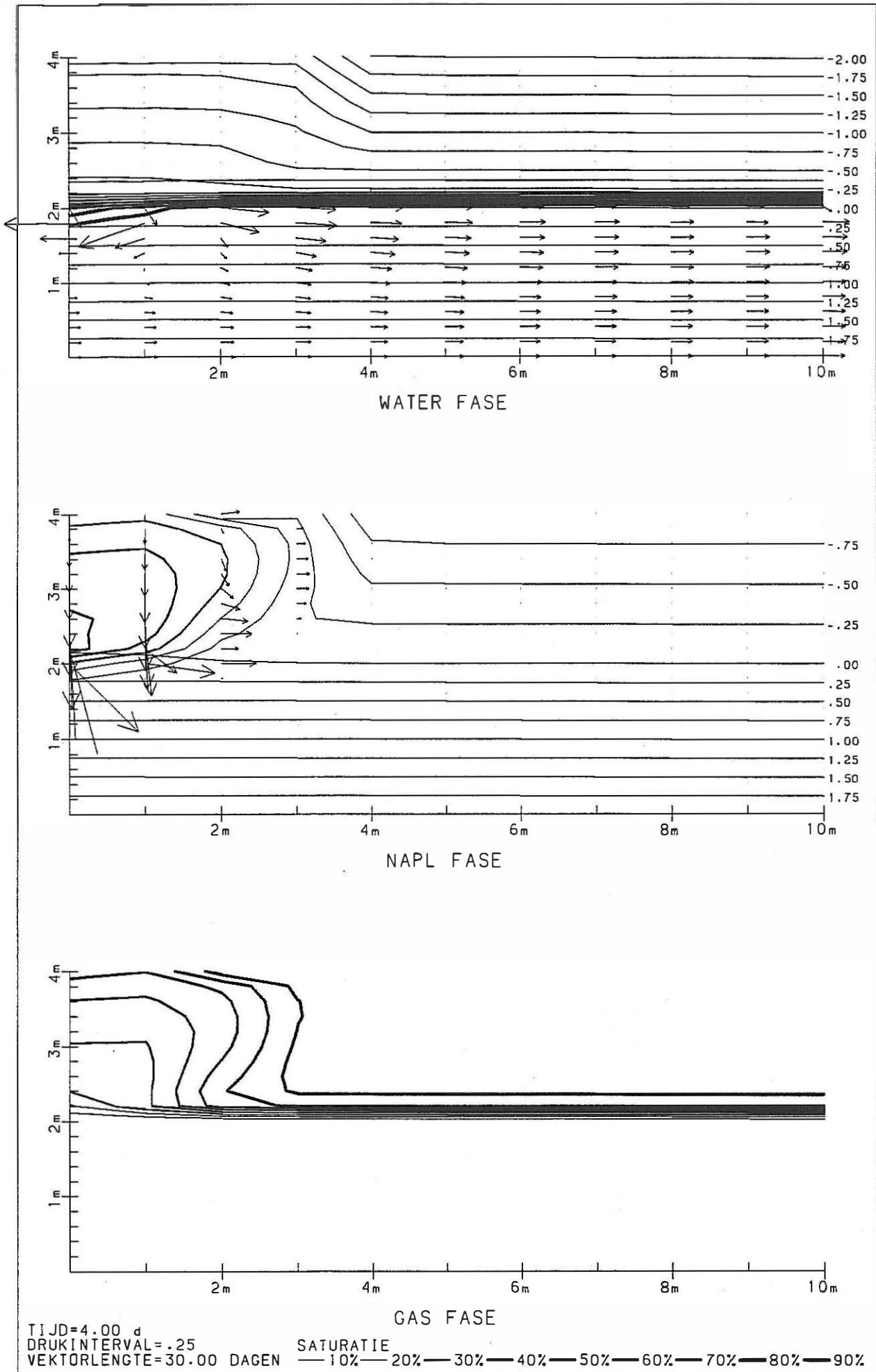


Fig. 7.23 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

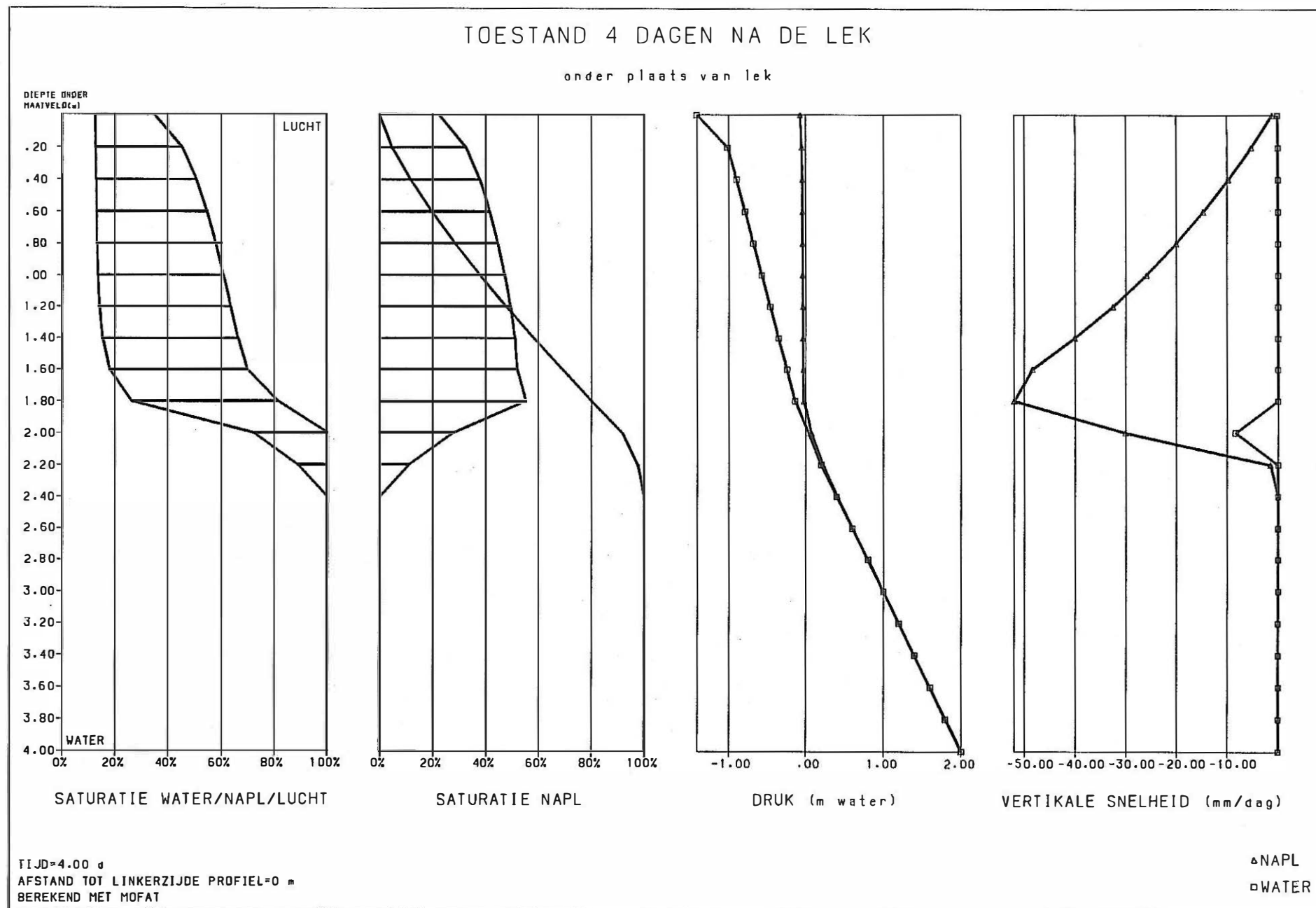


Fig. 7.24 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

5 DAGEN NA DE LEK

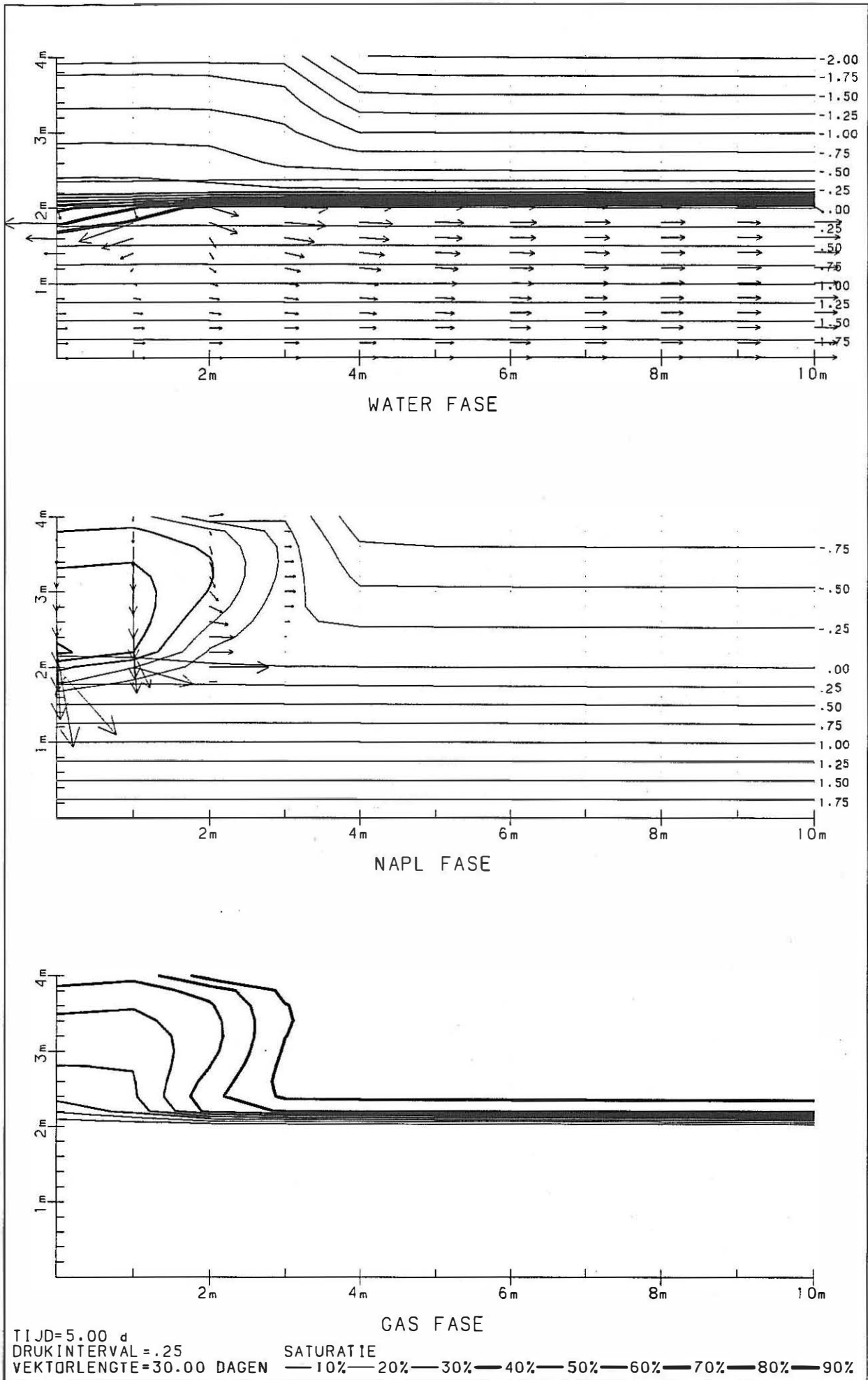


Fig. 7.25 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

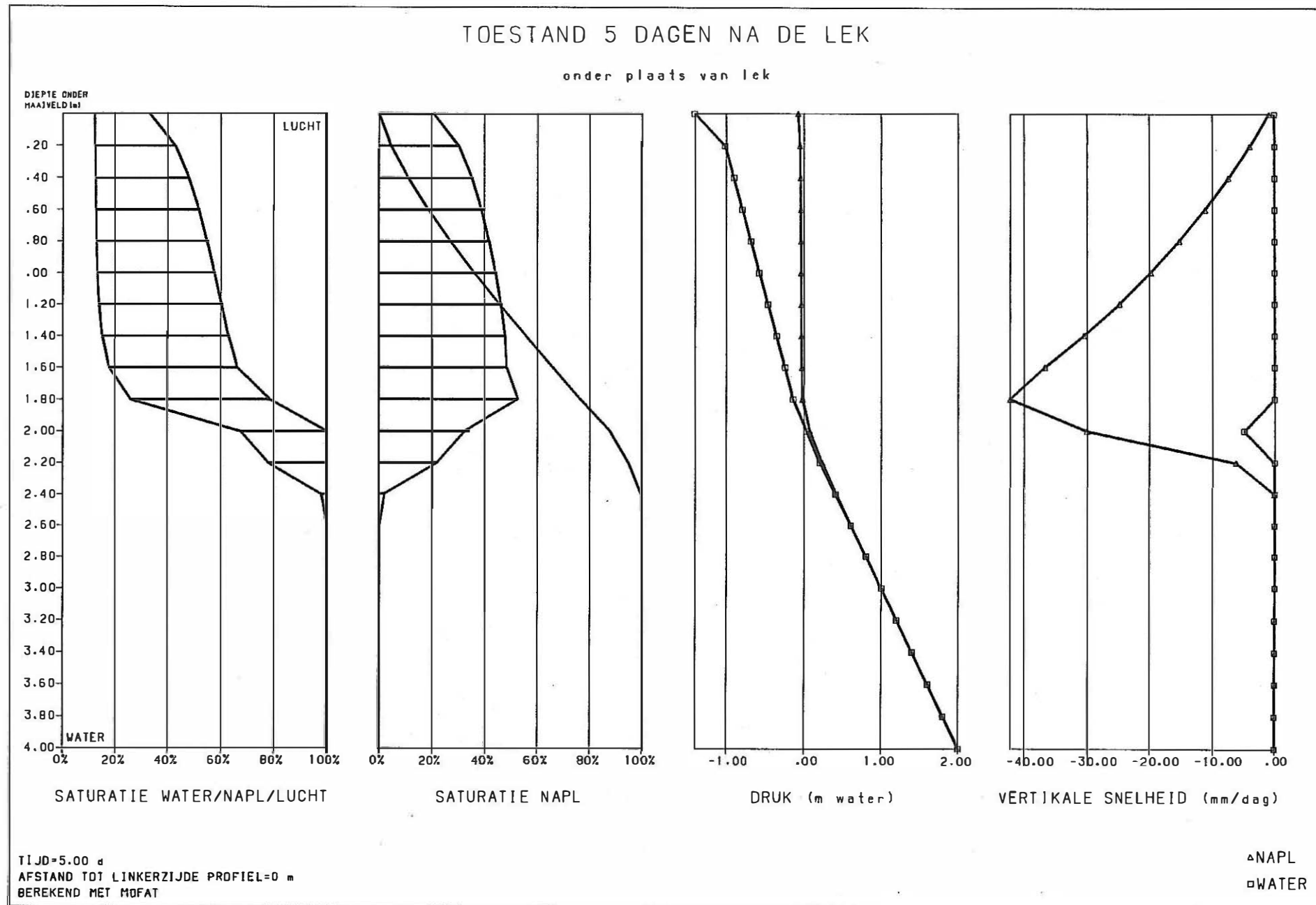


Fig. 7.26 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

1 WEEK NA DE LEK

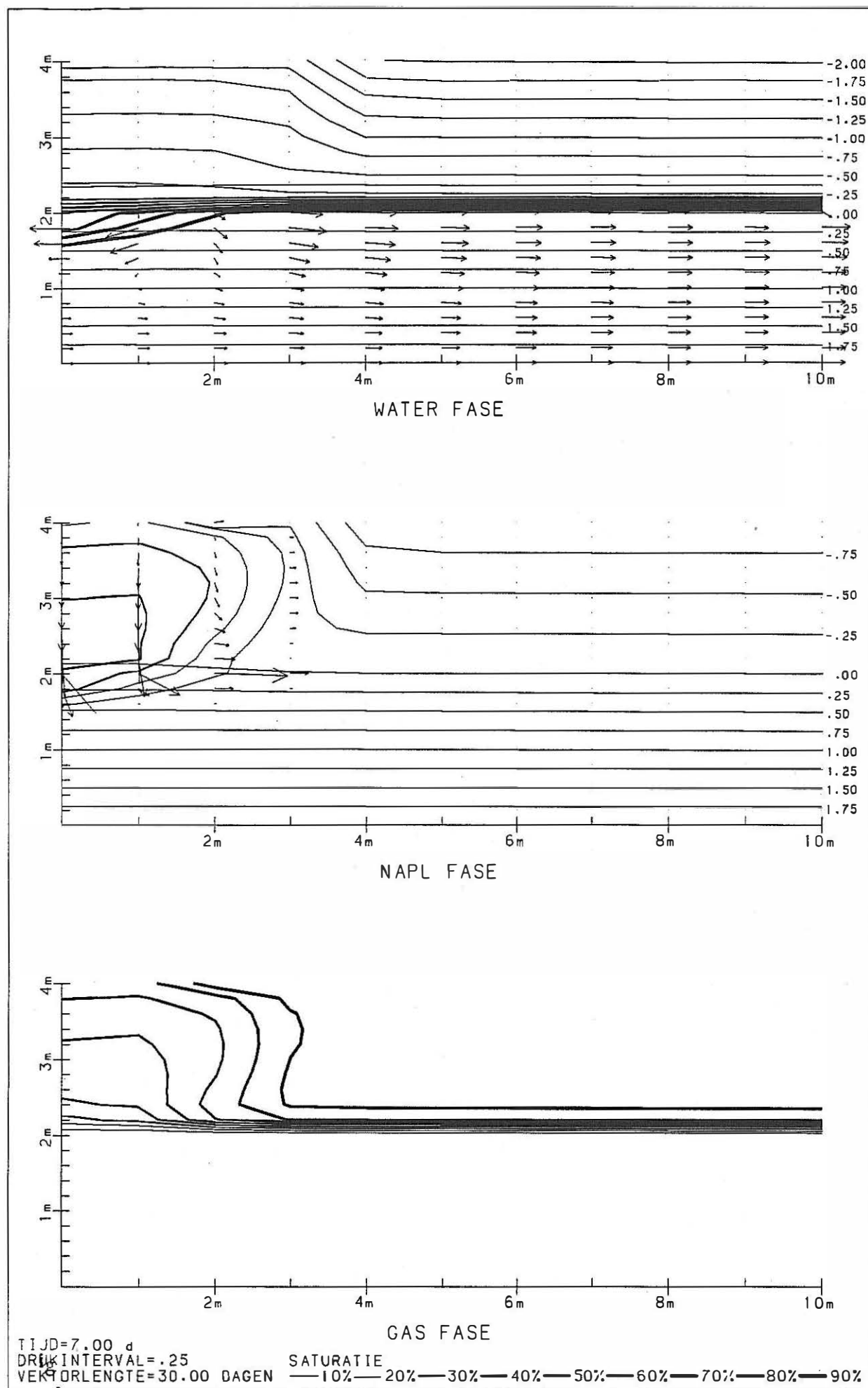


Fig. 7.27 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

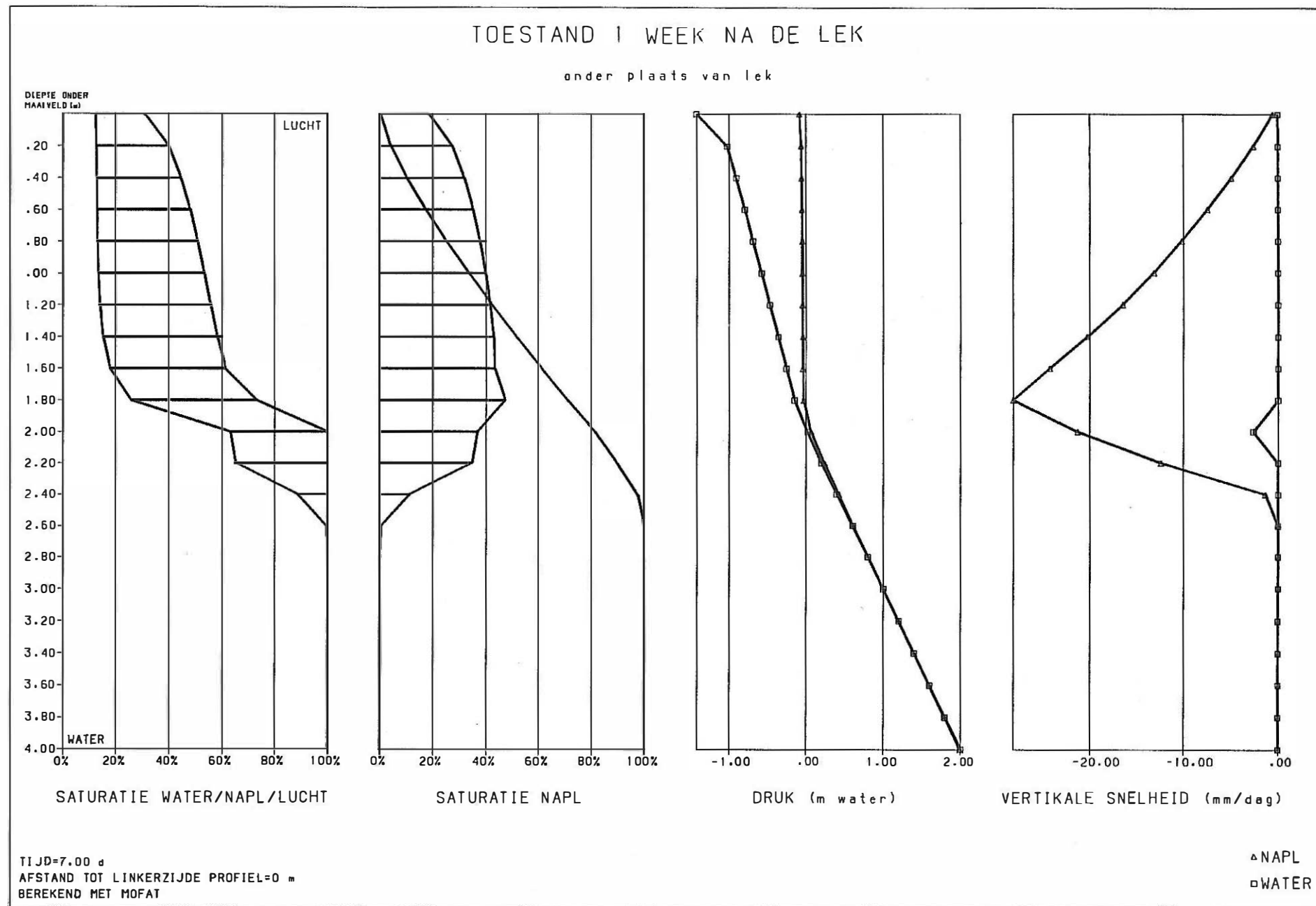


Fig. 7.28 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

2 WEKEN NA DE LEK

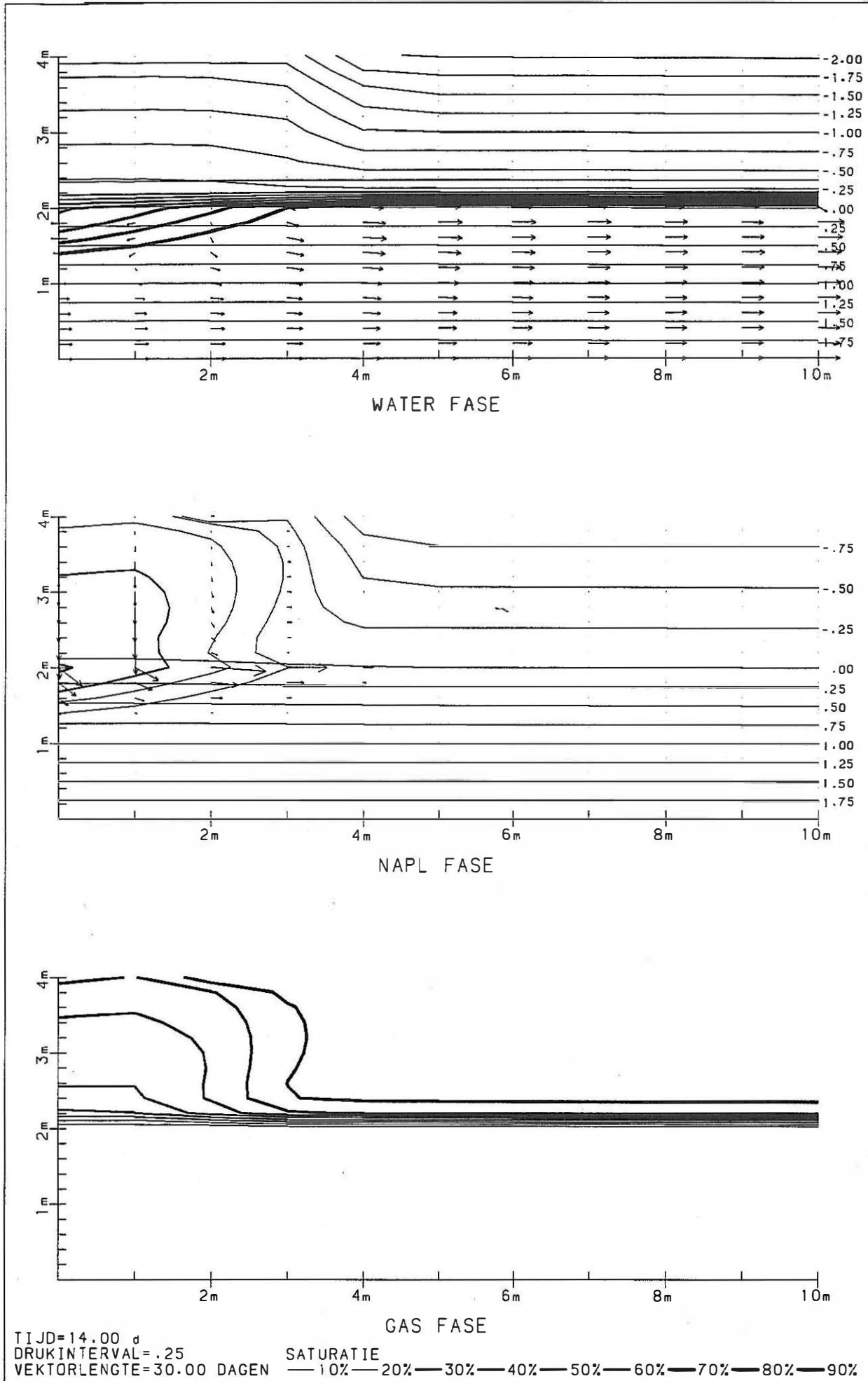


Fig. 7.29 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

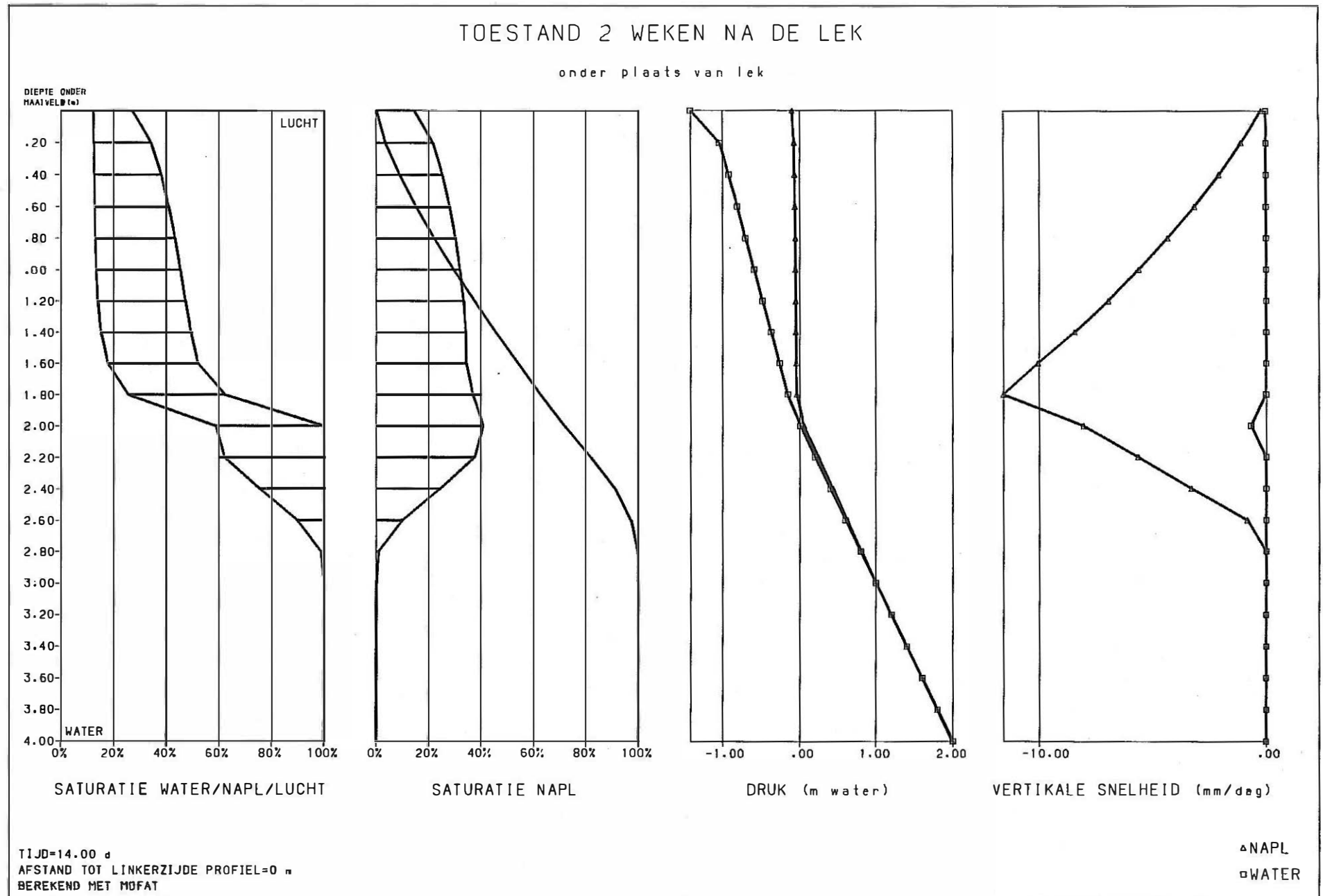
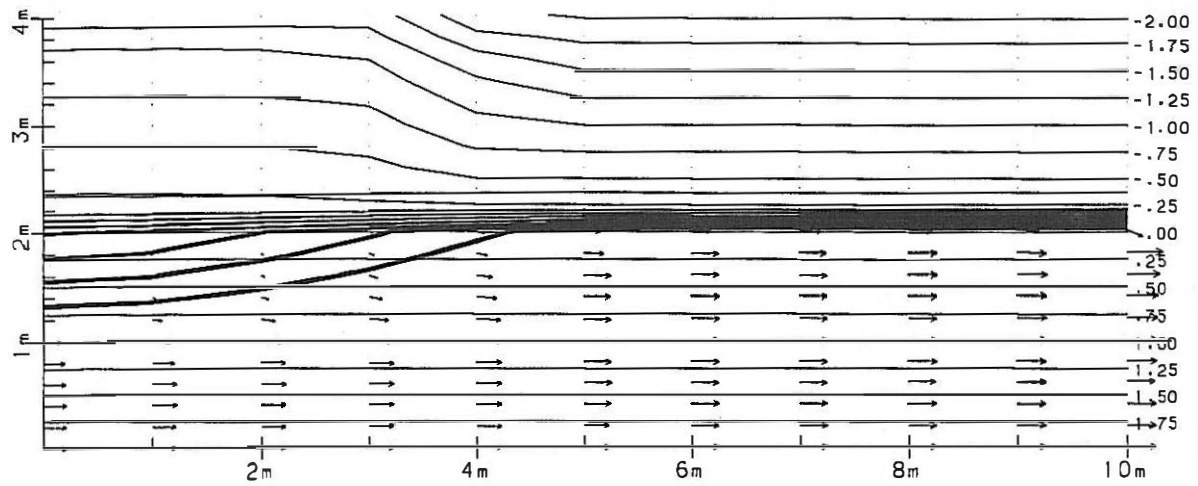
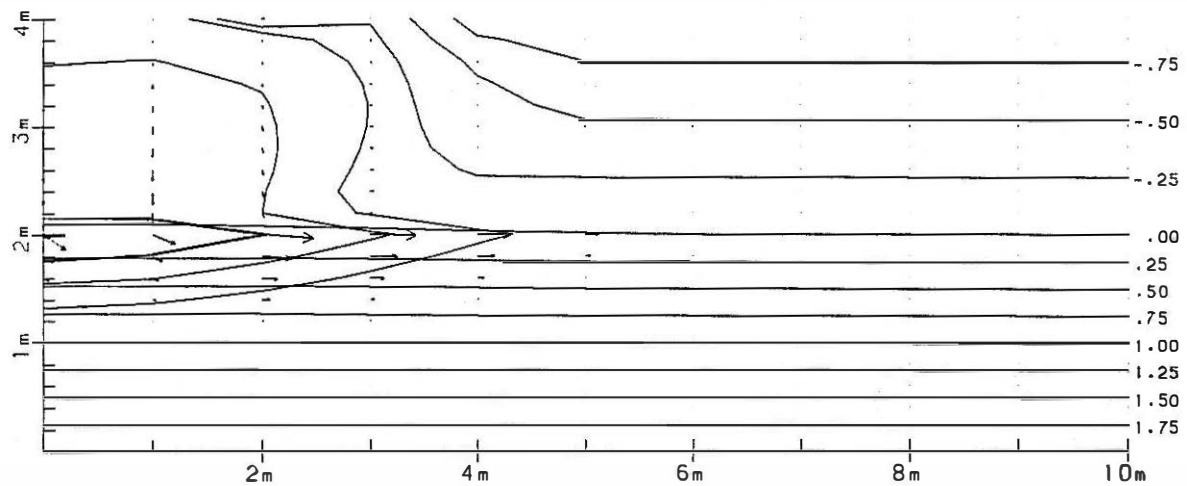


Fig. 7.30 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

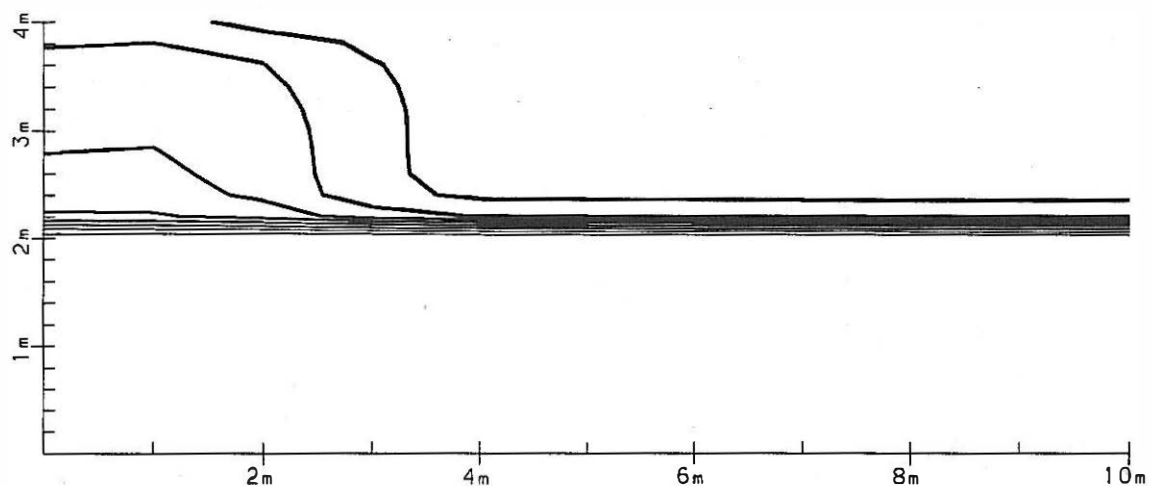
1 MAAND NA DE LEK



WATER FASE



NAPL FASE



GAS FASE

TIJD=30.00 d
 DRUKINTERVAL=.25
 VEKTORLENGTE=30.00 DAGEN

SATURATIE
 —10%—20%—30%—40%—50%—60%—70%—80%—90%

Fig. 7.31 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

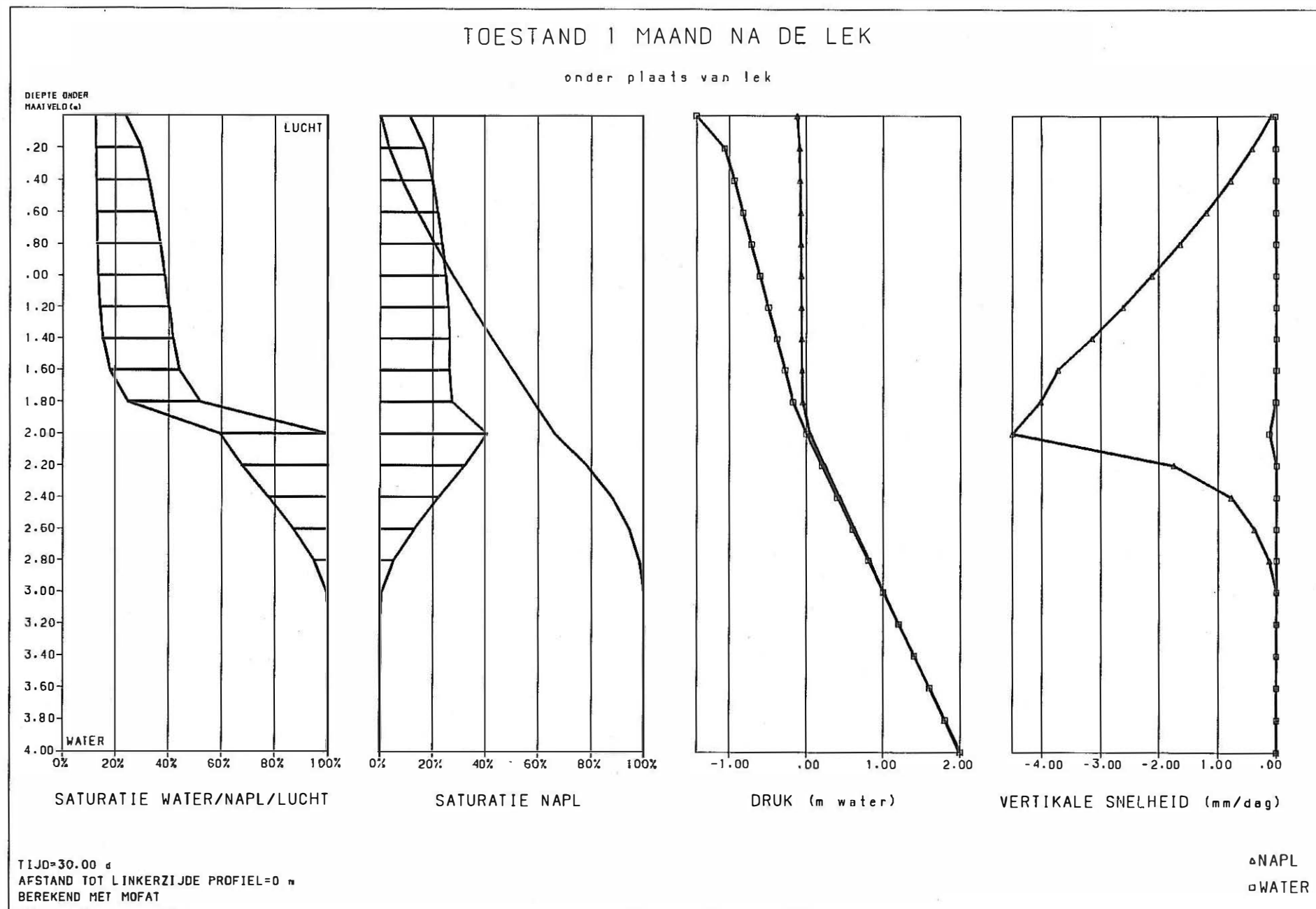
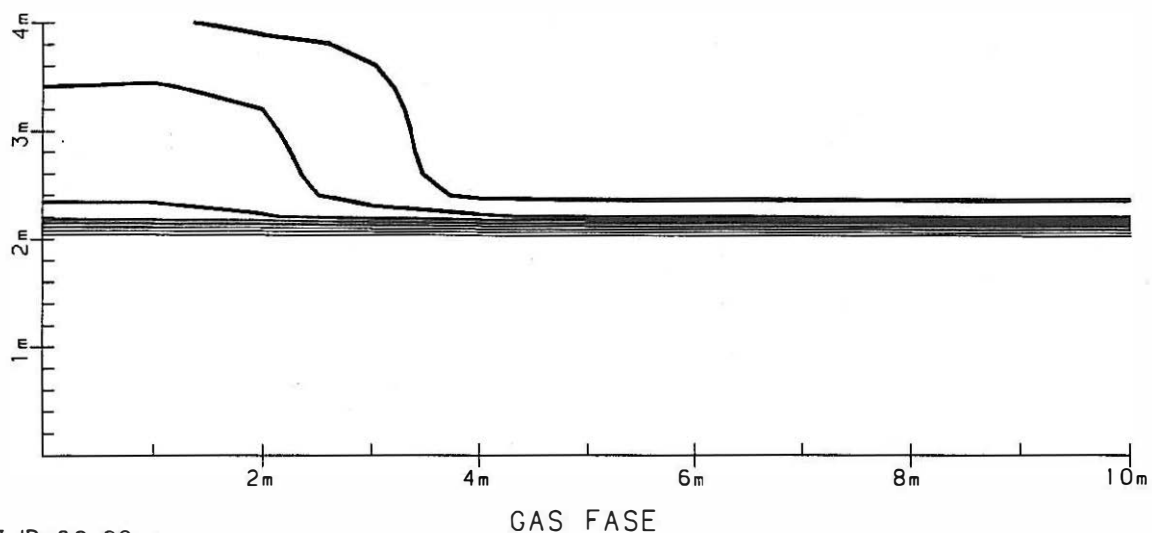
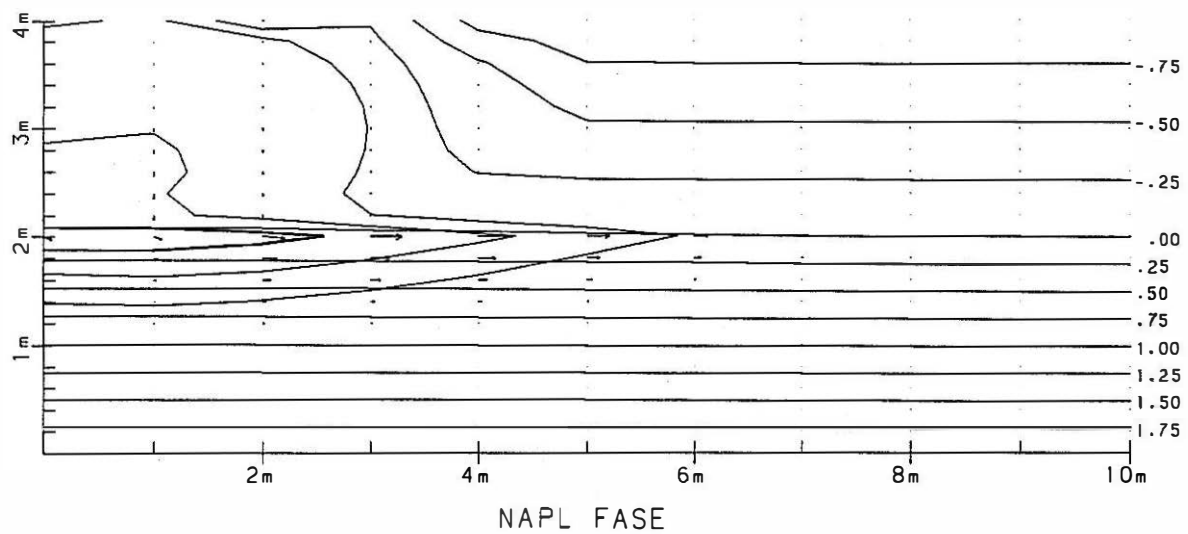
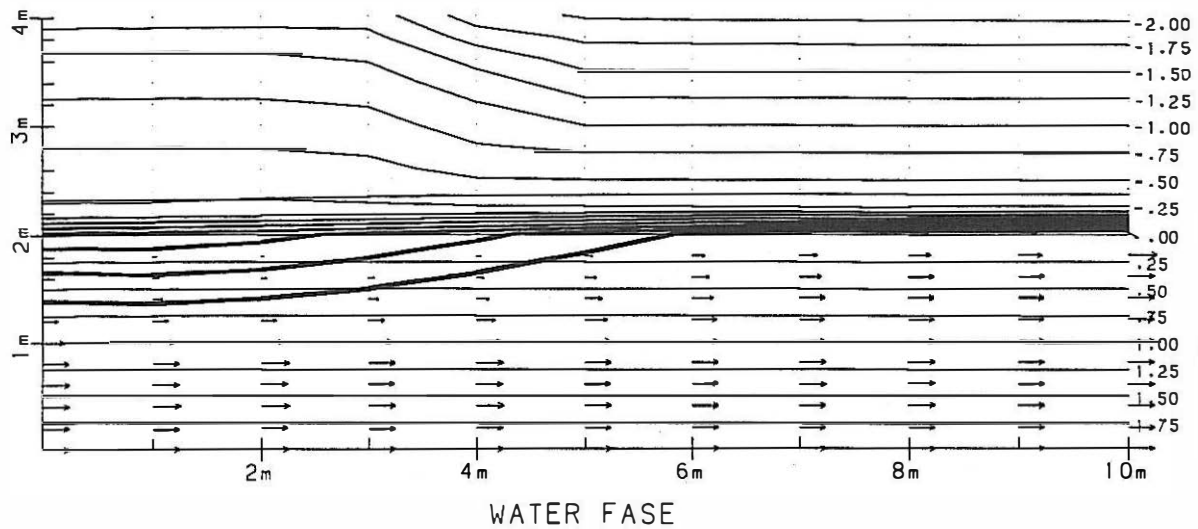


Fig. 7.32 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

2 MAANDEN NA DE LEK



TIJD=60.00 d
 DRUKINTERVAL=.25
 VEKTORLENGTE=30.00 DAGEN

SATURATIE

—10%—20%—30%—40%—50%—60%—70%—80%—90%

Fig. 7.33 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

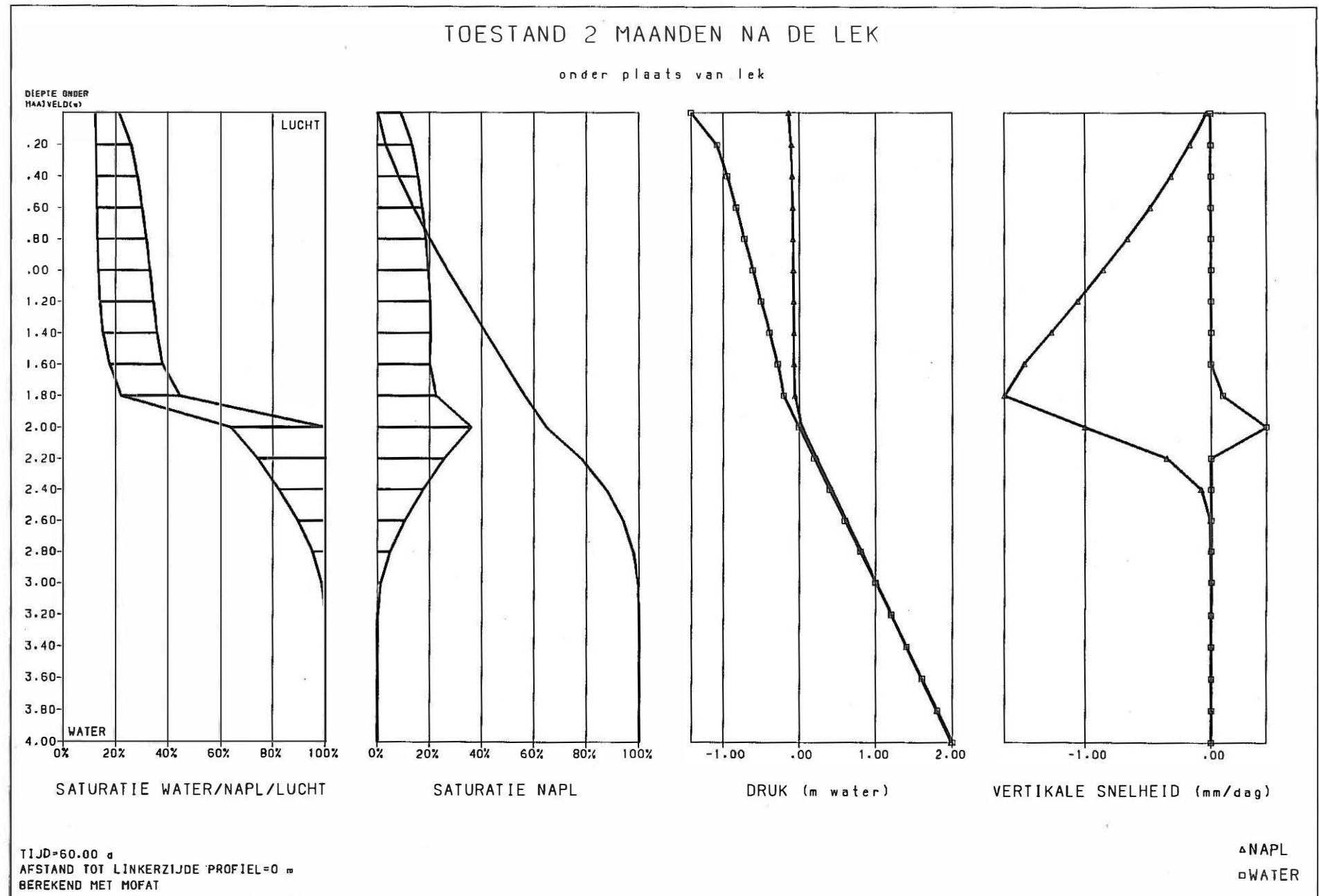


Fig. 7.34 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

3 MAANDEN NA DE LEK

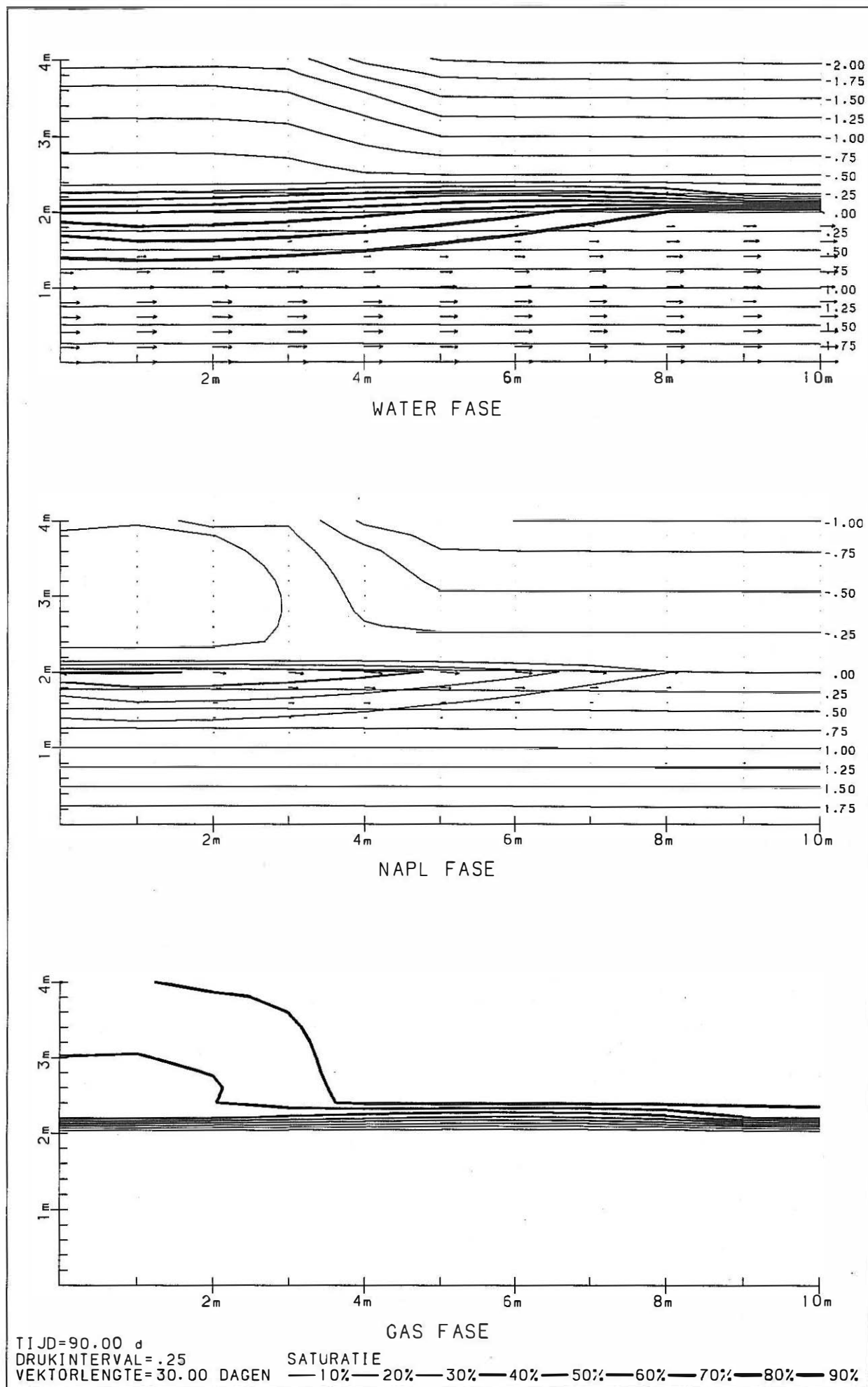


Fig. 7.35 MOFAT model : simulatie 1 : profielvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

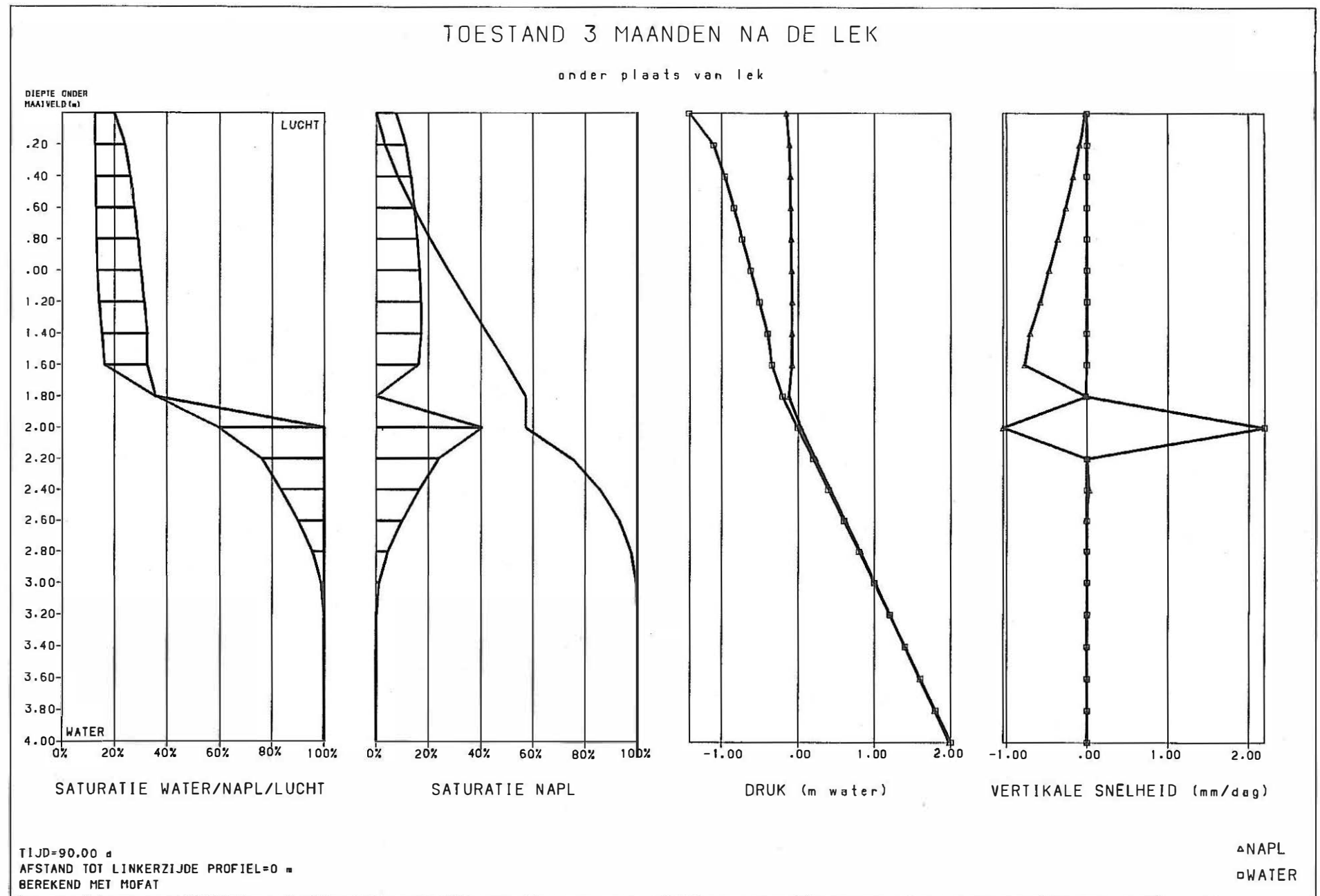


Fig. 7.36 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

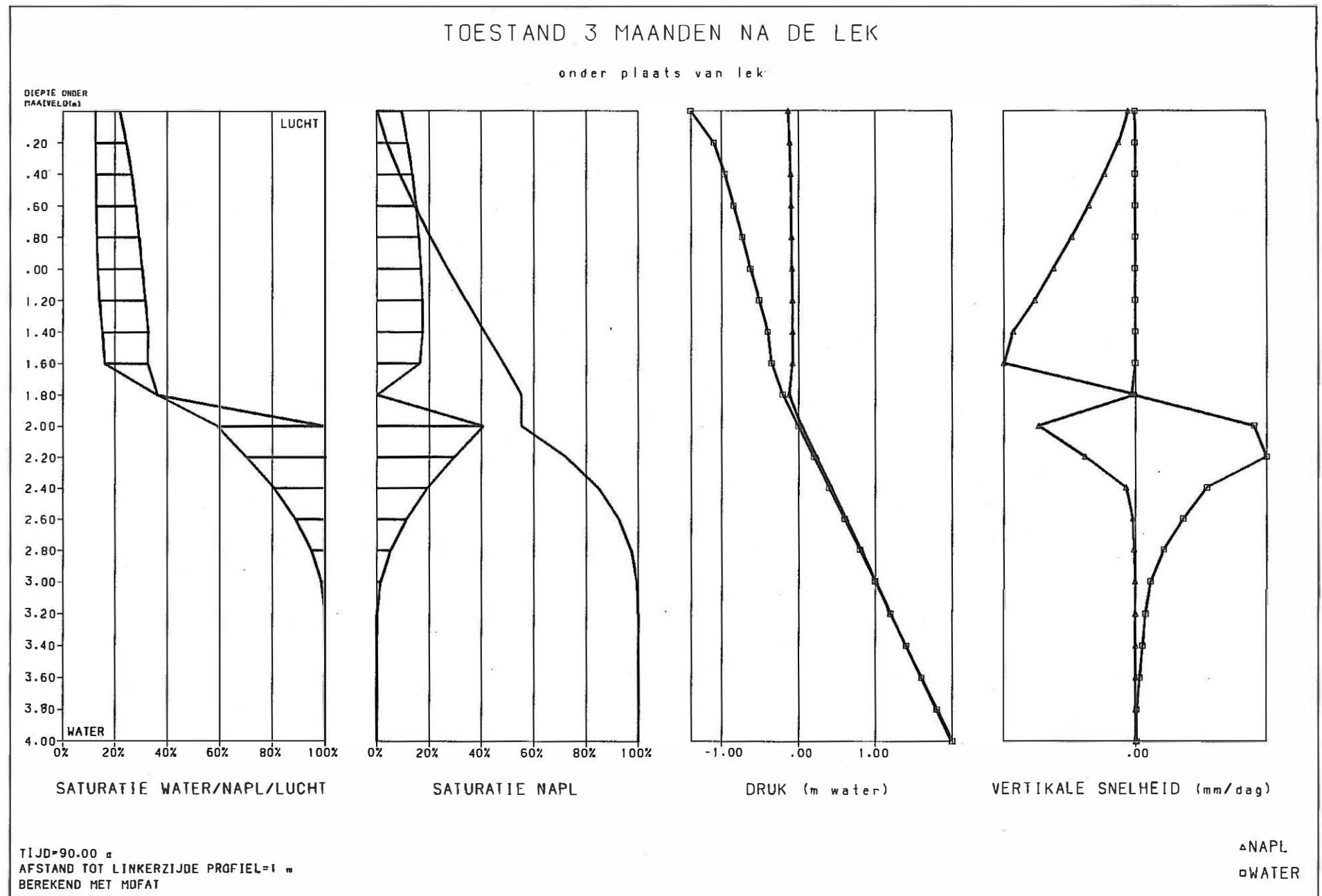


Fig. 7.37 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 1 m afstand

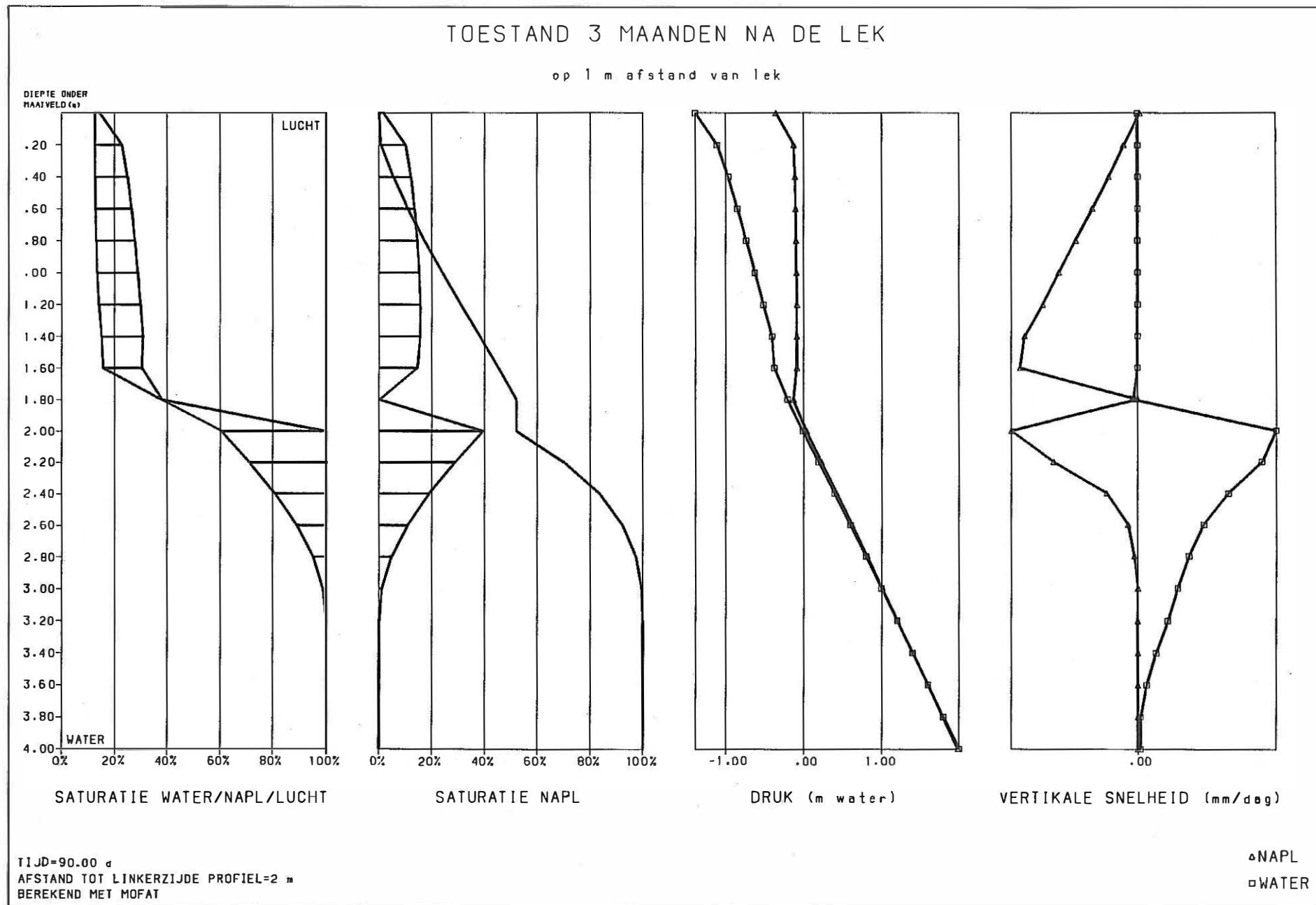


Fig. 7.38 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 2 m afstand

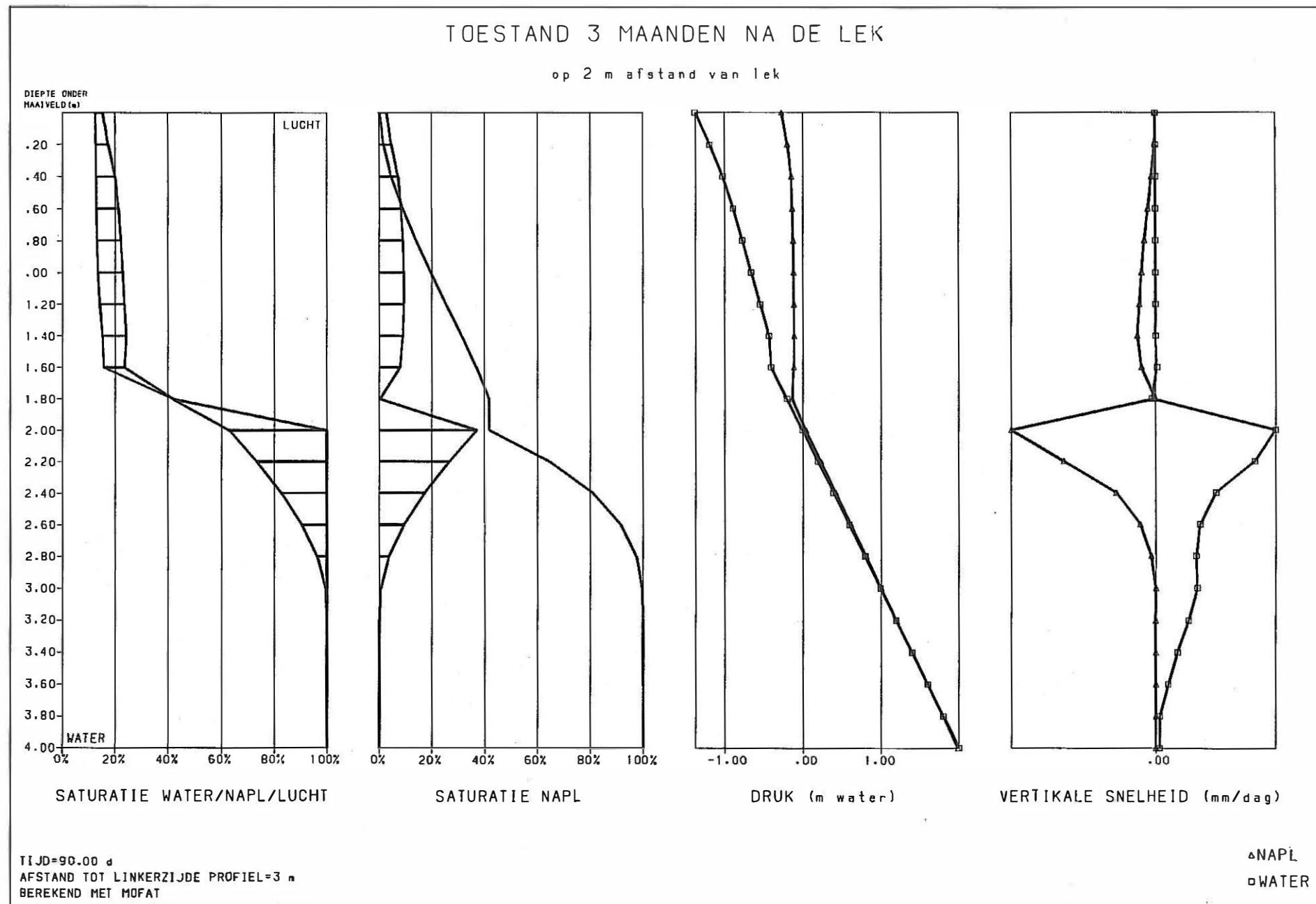


Fig. 7.39 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 3 m afstand

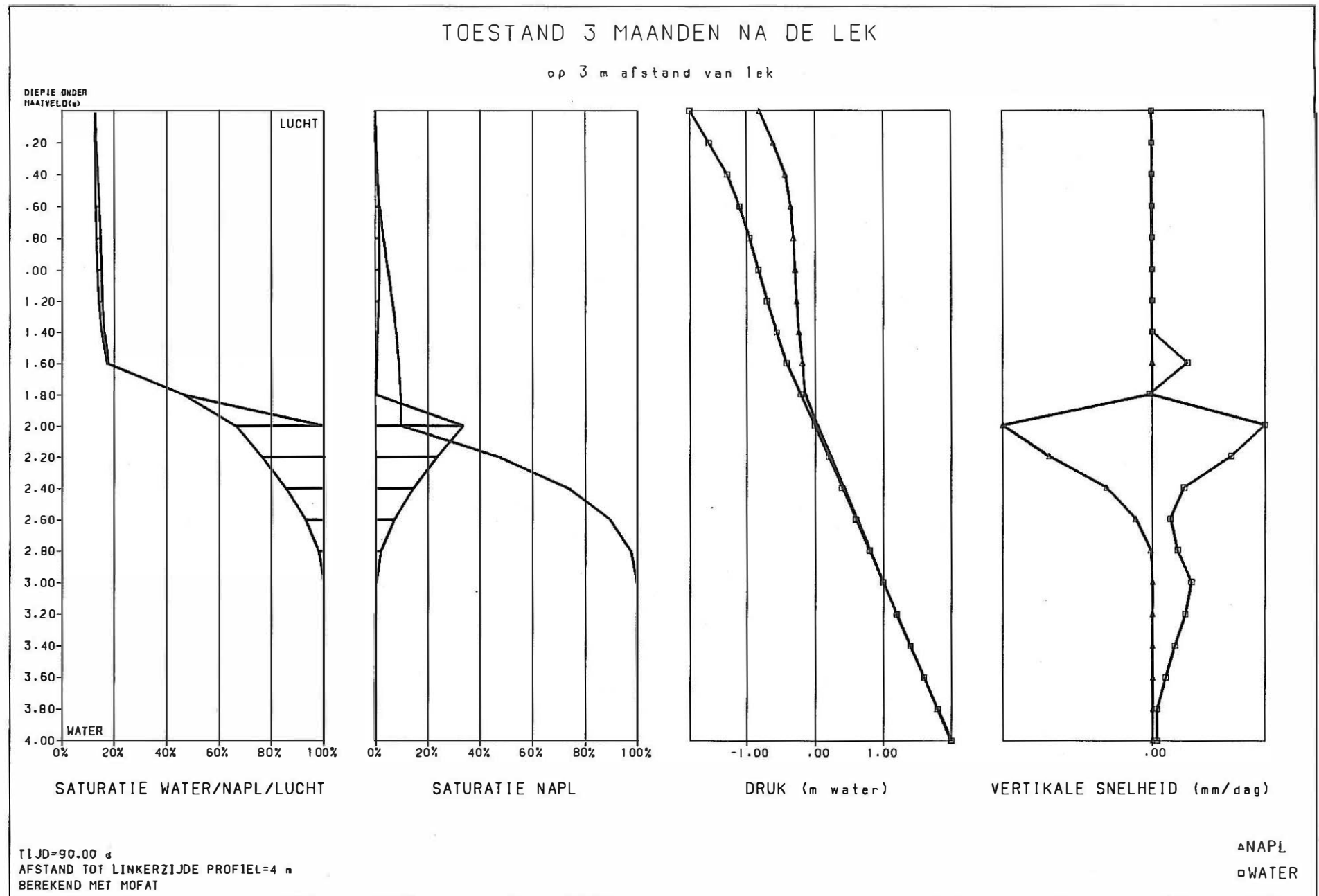


Fig. 7.40 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 4 m afstand

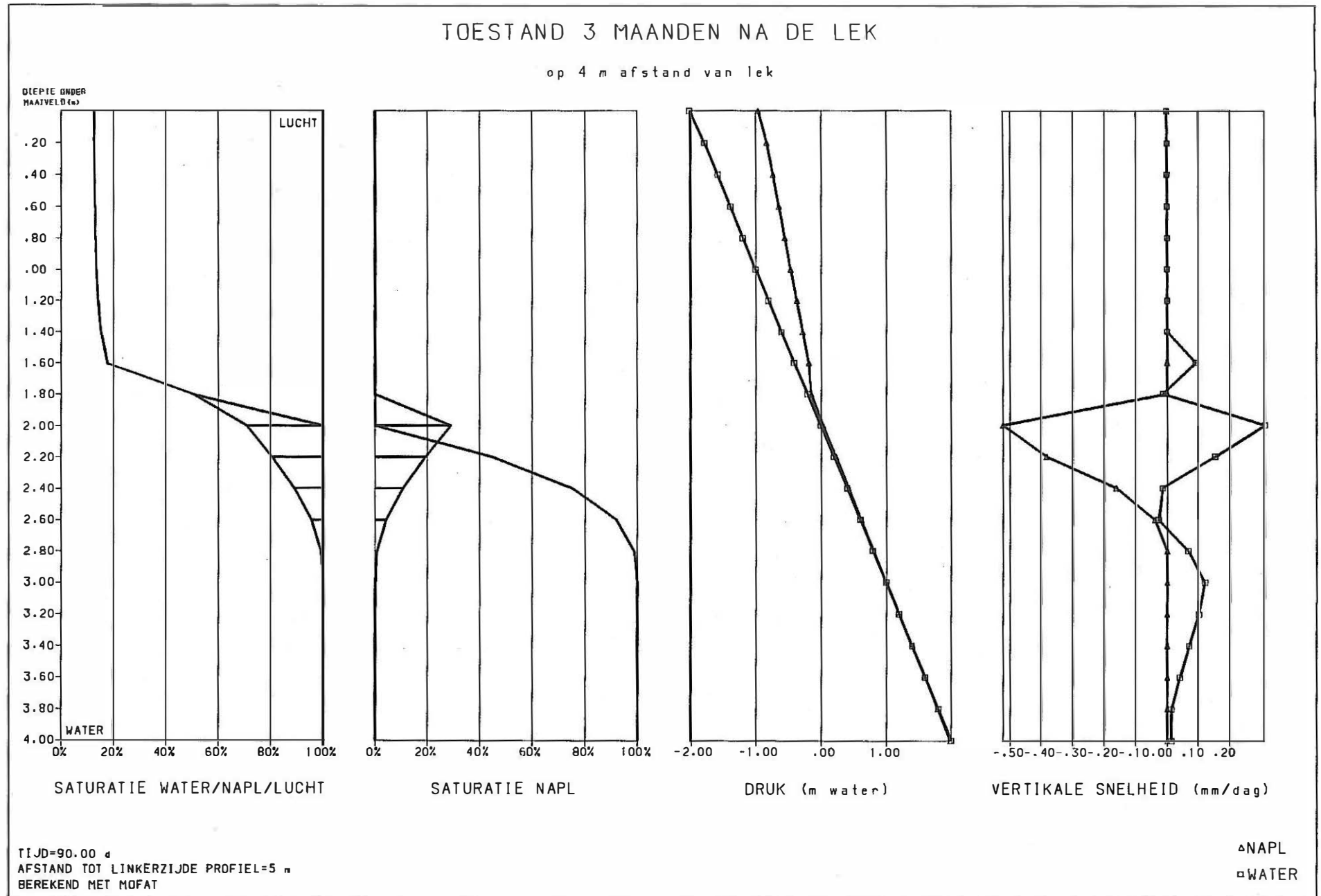


Fig. 7.41 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 5 m afstand

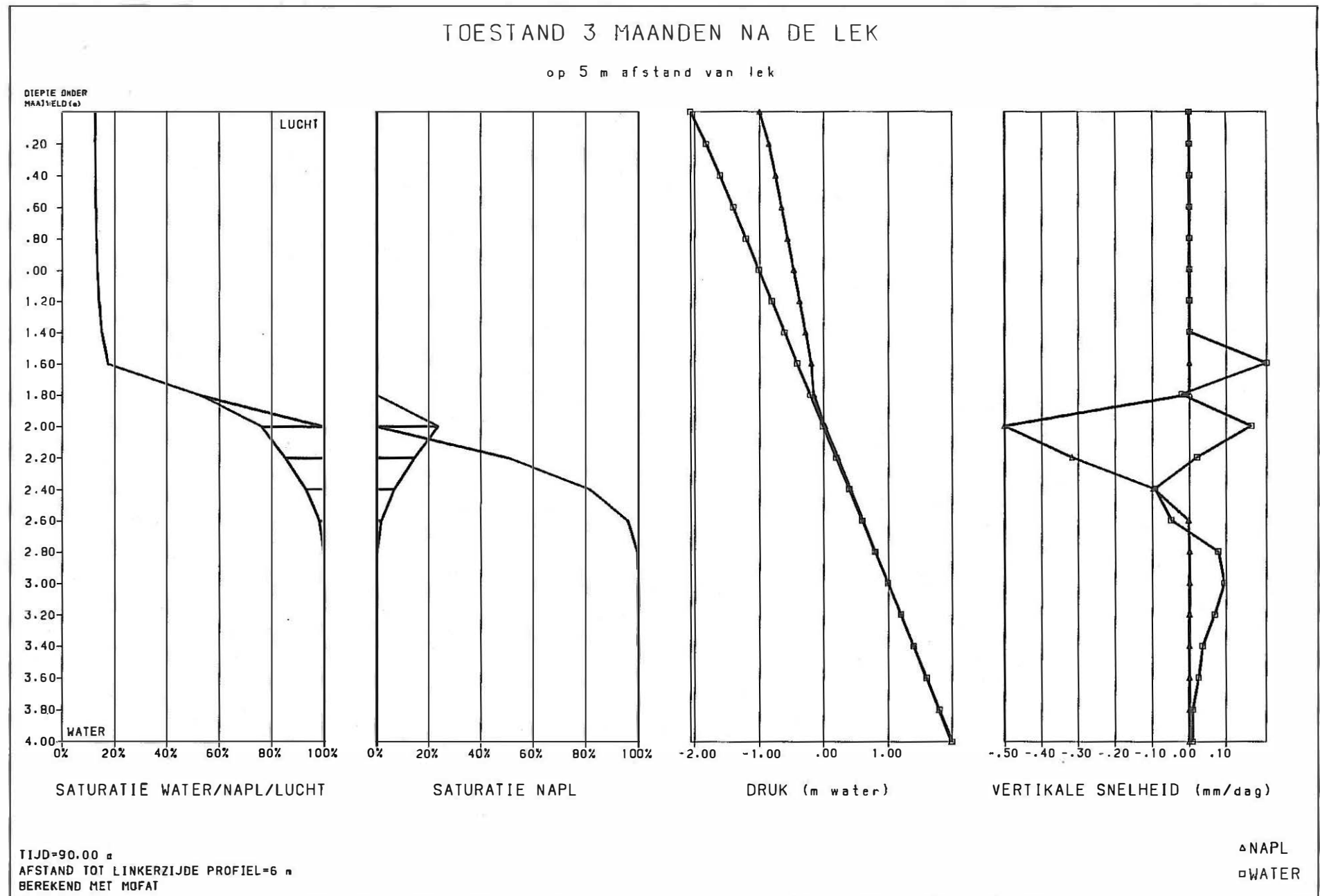


Fig. 7.42 MOFAT model : simulatie 1 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 6 m afstand

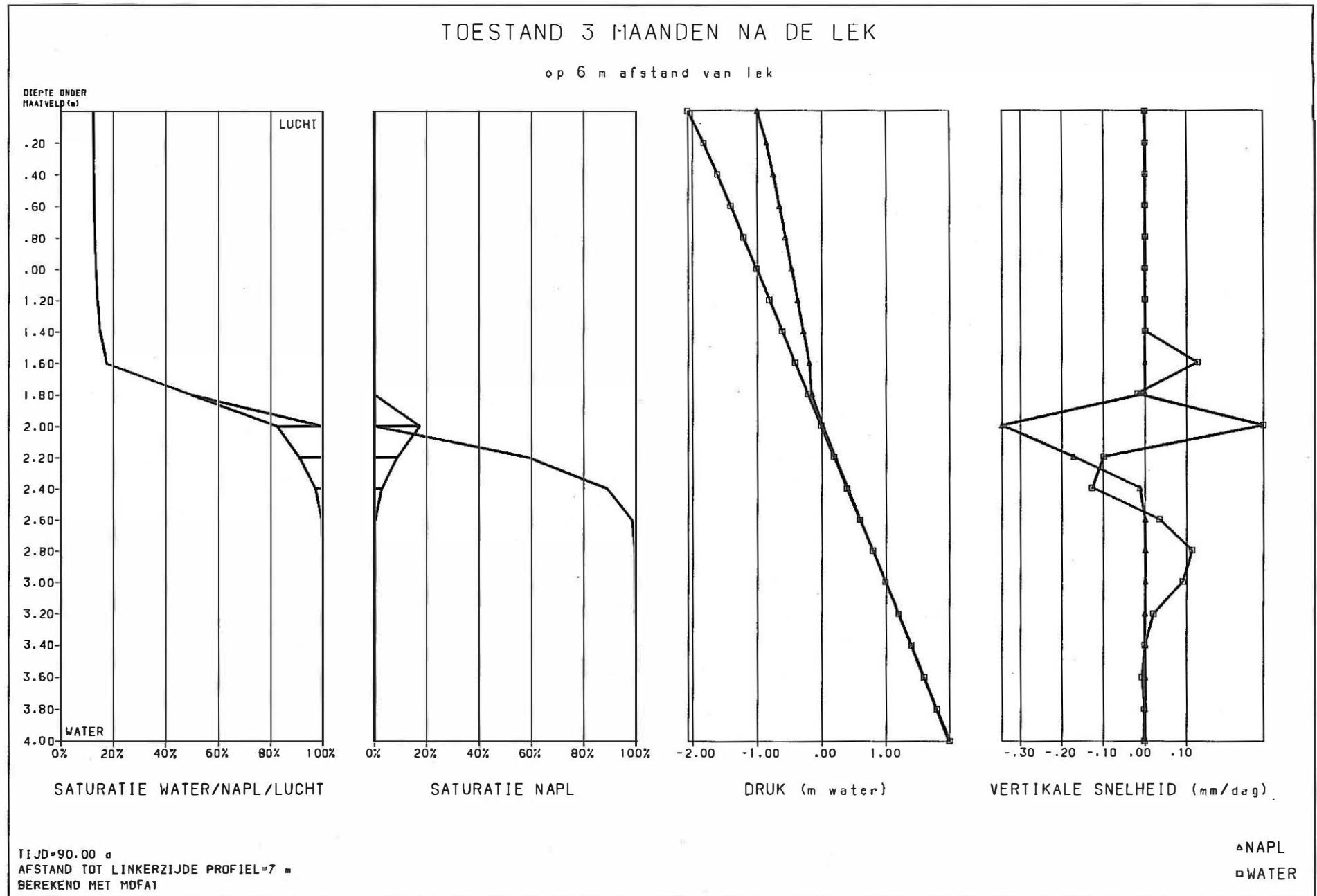


Fig. 7.43 MOFAT model : simulatie I : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek op 7 m afstand

Gedurende de daaropvolgende weken (Fig 7.29 t.e.m. 7.32) komen de hoogste NAPL saturaties voor nabij de top van de watertafel. Na één maand (Fig 7.31 en 7.32) heeft zich een drijf laag van ongeveer één meter dikte gevormd. Tijdens de daaropvolgende maanden (Fig 7.33 t.e.m. 7.43) zal de drijf laag zich ook lateraal gaan uitspreiden. Op de dieptegrafieken op verschillende afstanden tot de lek (Fig 7.37 t.e.m. 7.43) is ook te zien dat er onder en dicht bij de plaats van de lek zich een hoeveelheid NAPL in de onverzadigde zone blijft bevinden. Verder van de lek af komt er geen NAPL in de onverzadigde zone voor, enkel in de drijf laag.

In de tweede simulatie (Fig 7.44 t.e.m. 7.65) valt er een nuttige neerslag van 270 mm per jaar op het profiel. In deze simulatie zal er in de onverzadigde zone steeds een hogere saturatie aan water aanwezig zijn (ongeveer 30%). De saturatie aan residueel NAPL dat in de onverzadigde zone onder de lek achterblijft zal wat kleiner zijn. Voor het overige geeft deze berekening dezelfde evolutie als de simulatie zonder nuttige neerslag.

7.3.4 Conclusies en opmerkingen

1° Bij een NAPL-lek kan de watertafel binnen enkele dagen bereikt worden. Vanaf de daaropvolgende dagen zal zich een drijf laag gaan ontwikkelen.

2° Onder de plaats van de lek kan nog een aanzienlijke hoeveelheid NAPL in de onverzadigde zone achterblijven.

3° Buiten de plaats van de lek zal na enige tijd wel een drijf laag verschijnen maar geen NAPL in de onverzadigde zone aanwezig zijn.

4° De perkolatie van neerslagwater zorgt ervoor dat de saturaties van NAPL die in de onverzadigde zone achterblijven lager zijn dan bij afwezigheid van neerslag (b.v. onder gebouwen).

ONMIDDELIJK NA DE LEK

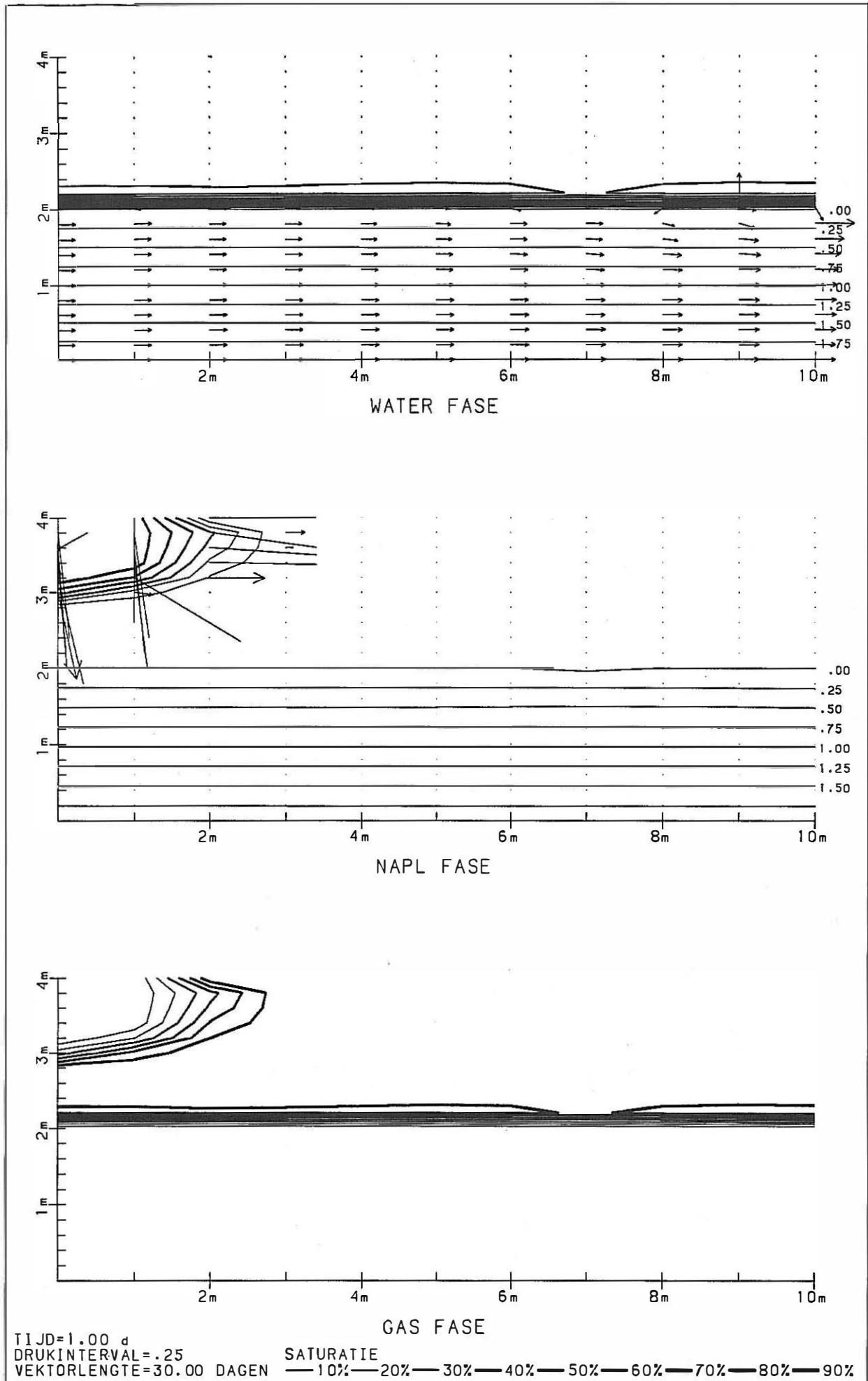


Fig. 7.44 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

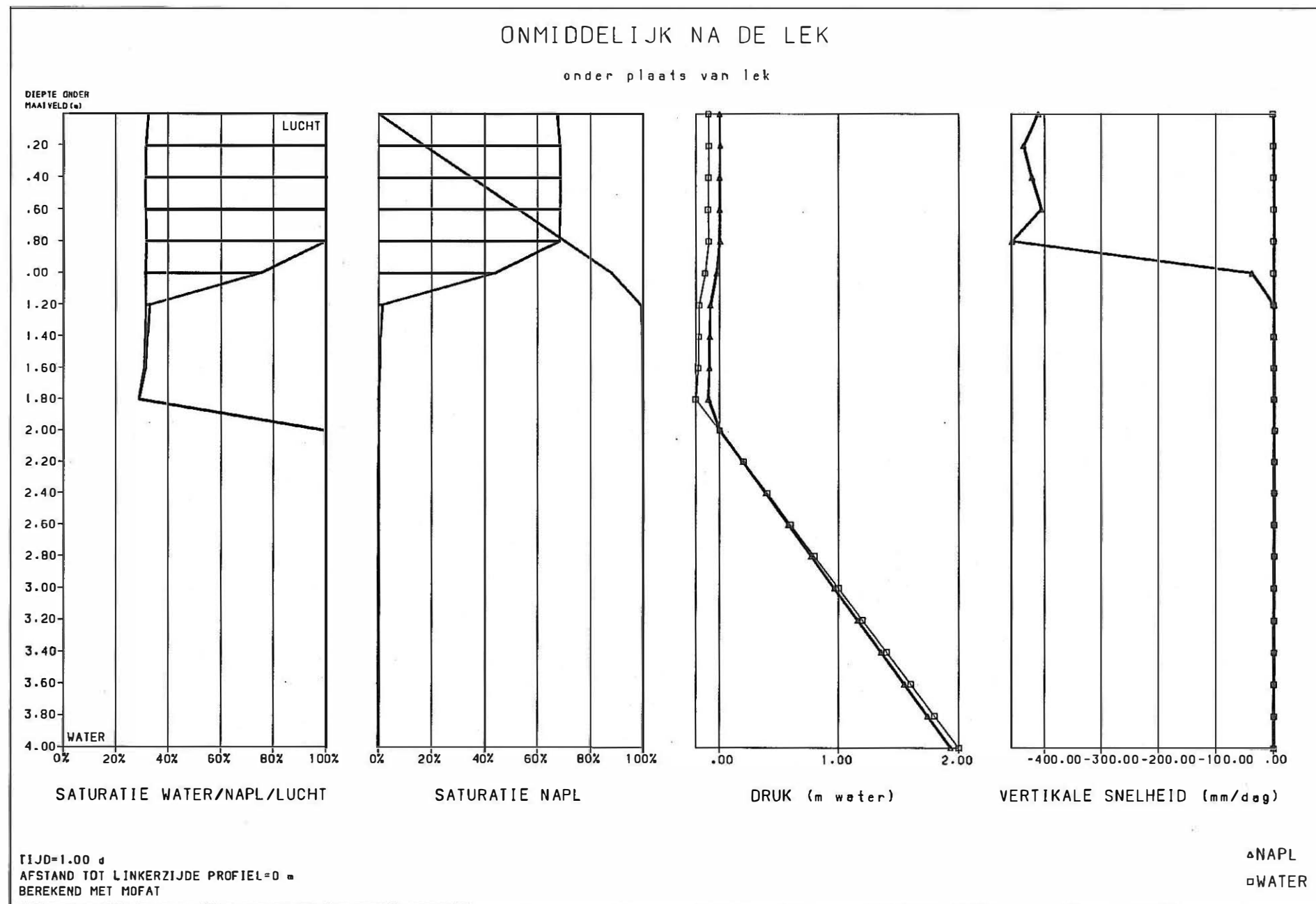


Fig. 7.45 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand onmiddellijk na de lek

1 DAG NA DE LEK

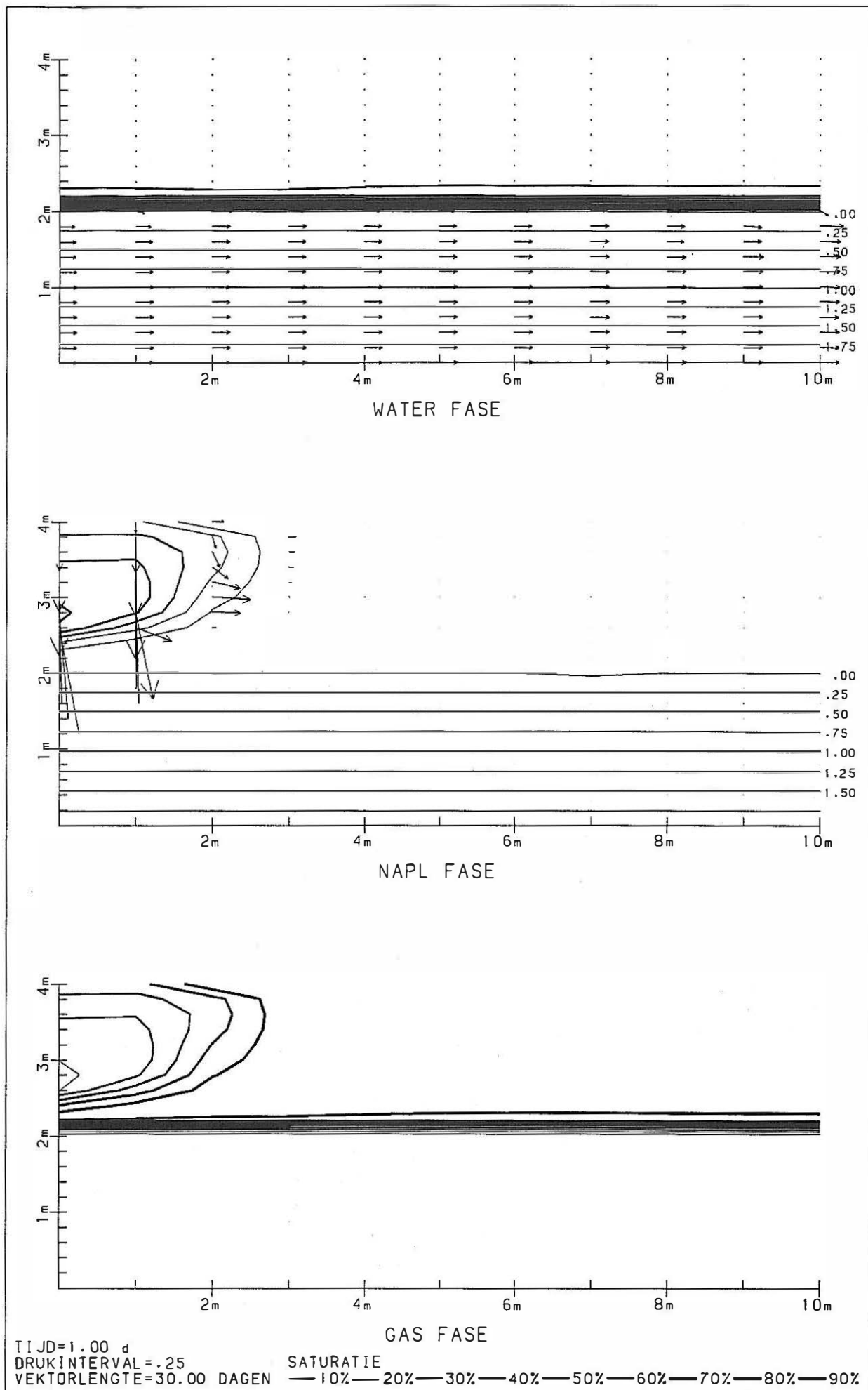


Fig. 7.46 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

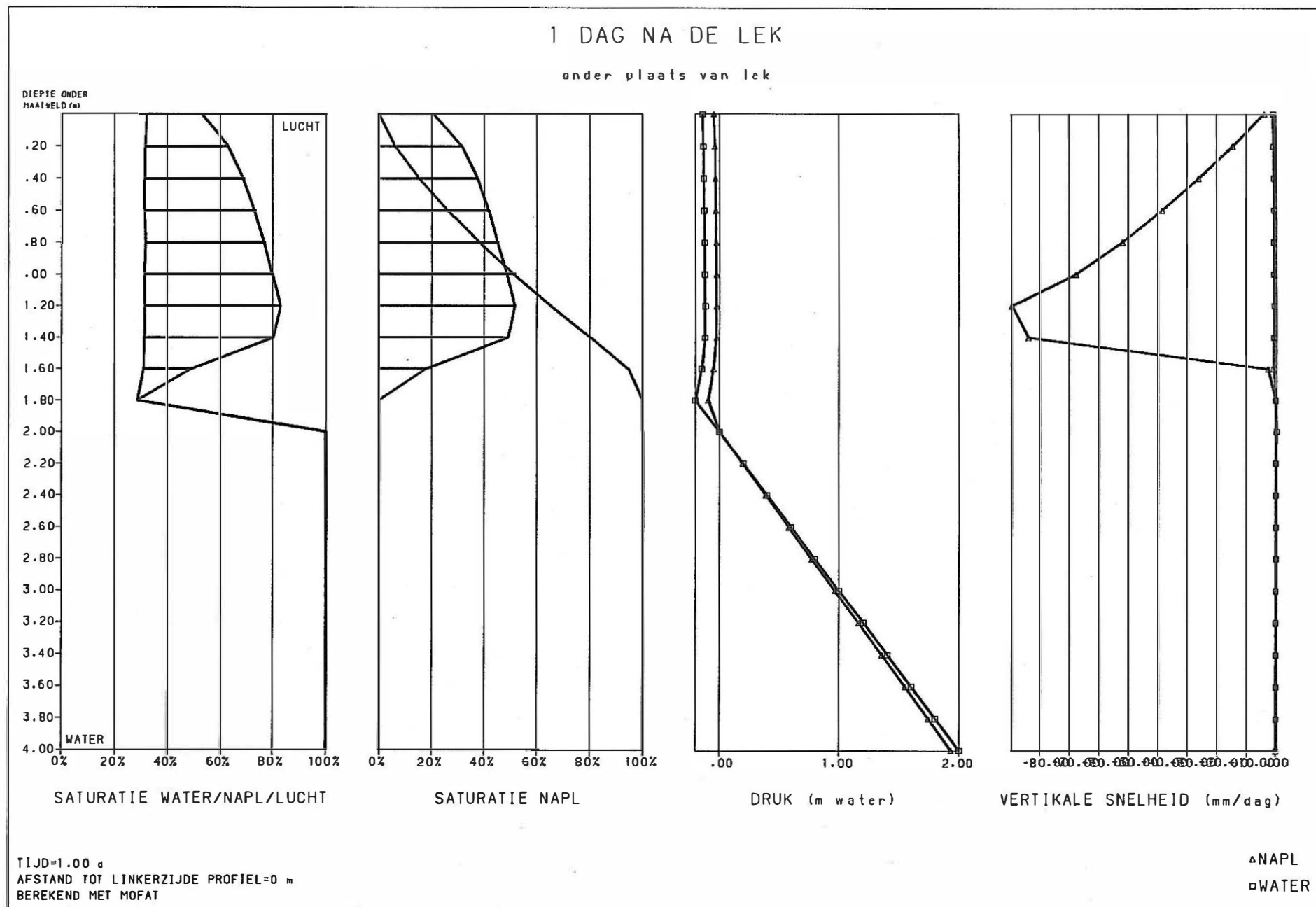


Fig. 7.47 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 1 dag na de lek

2 DAGEN NA DE LEK

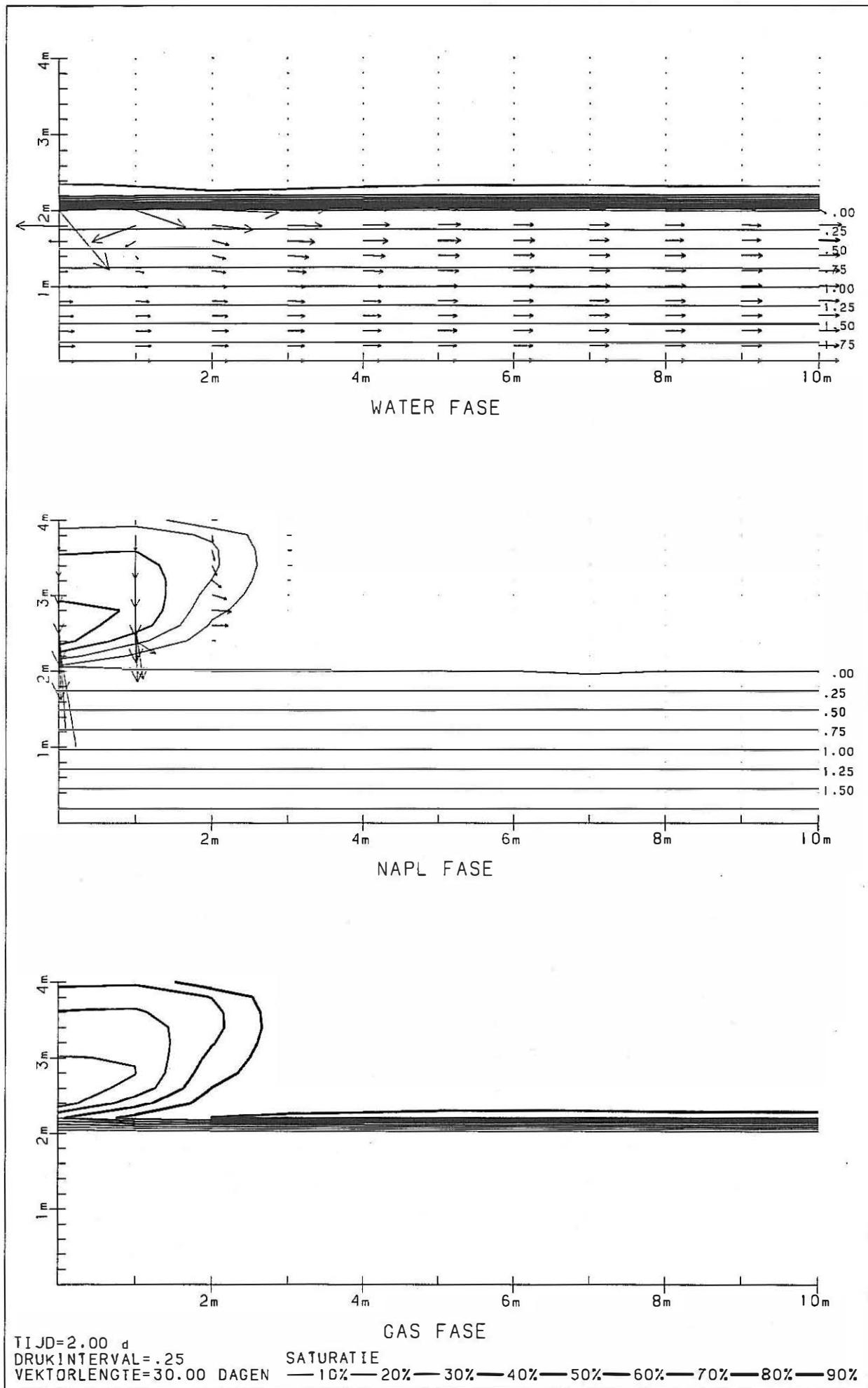


Fig. 7.48 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

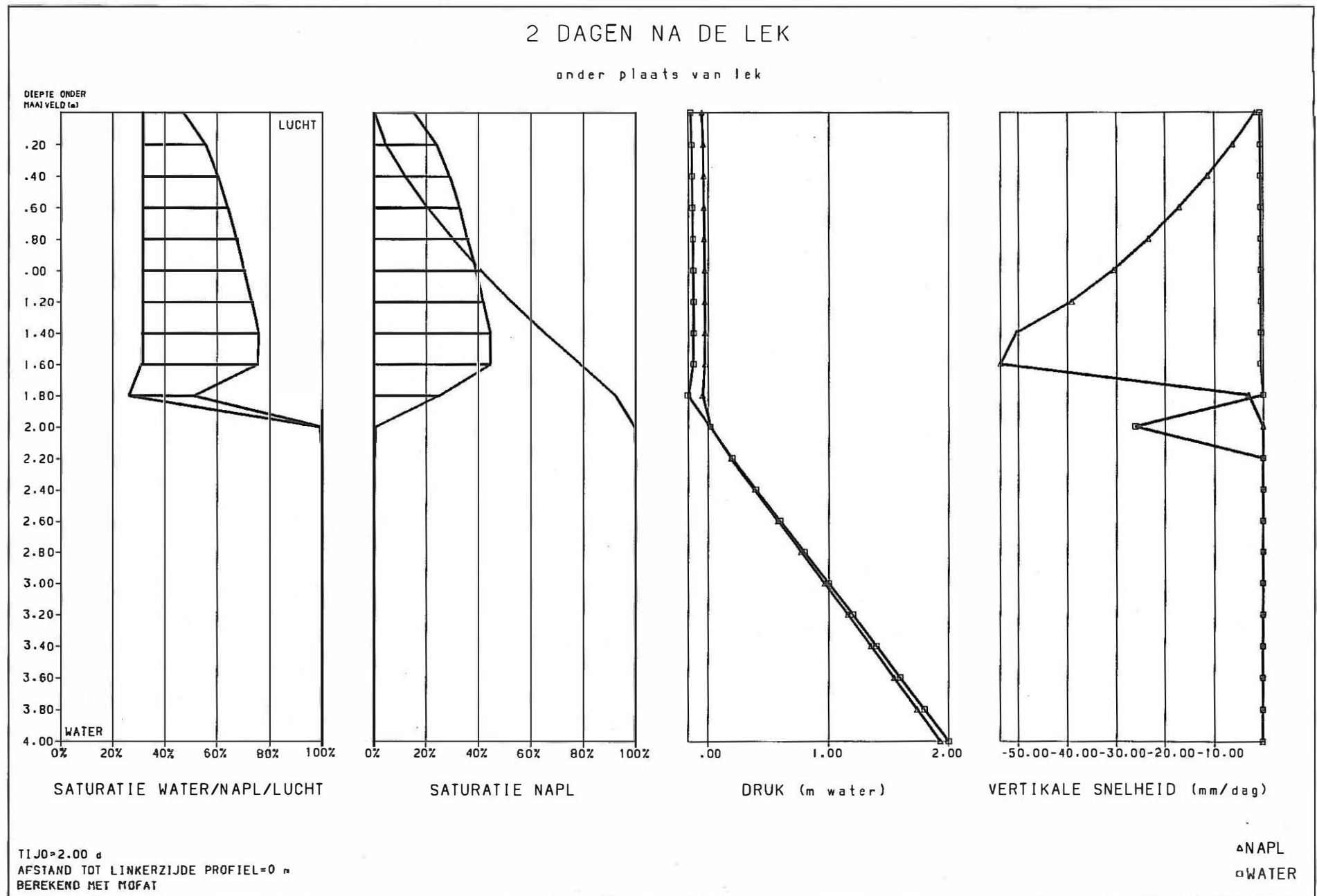


Fig. 7.49 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 2 dagen na de lek

3 DAGEN NA DE LEK

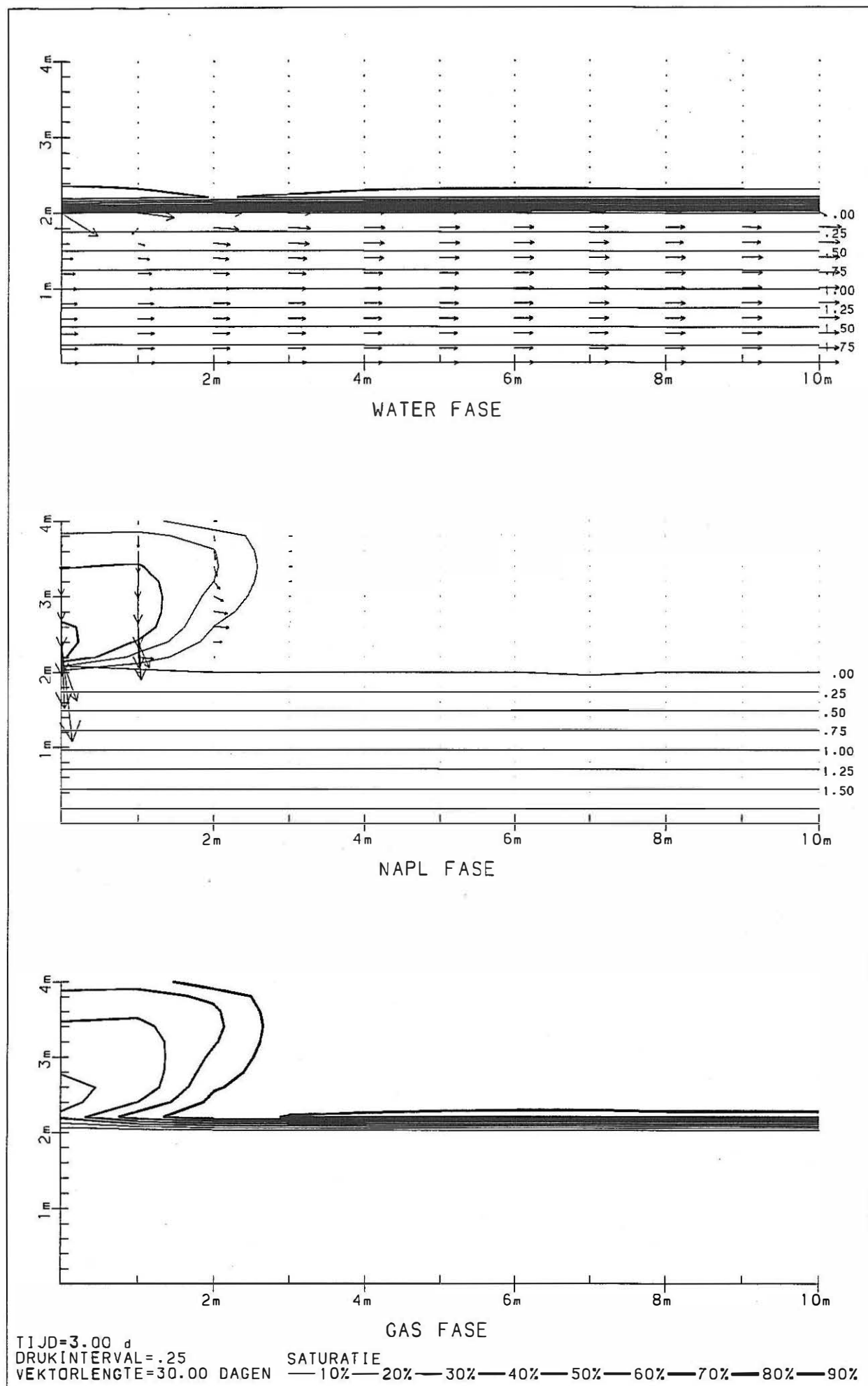


Fig. 7.50 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

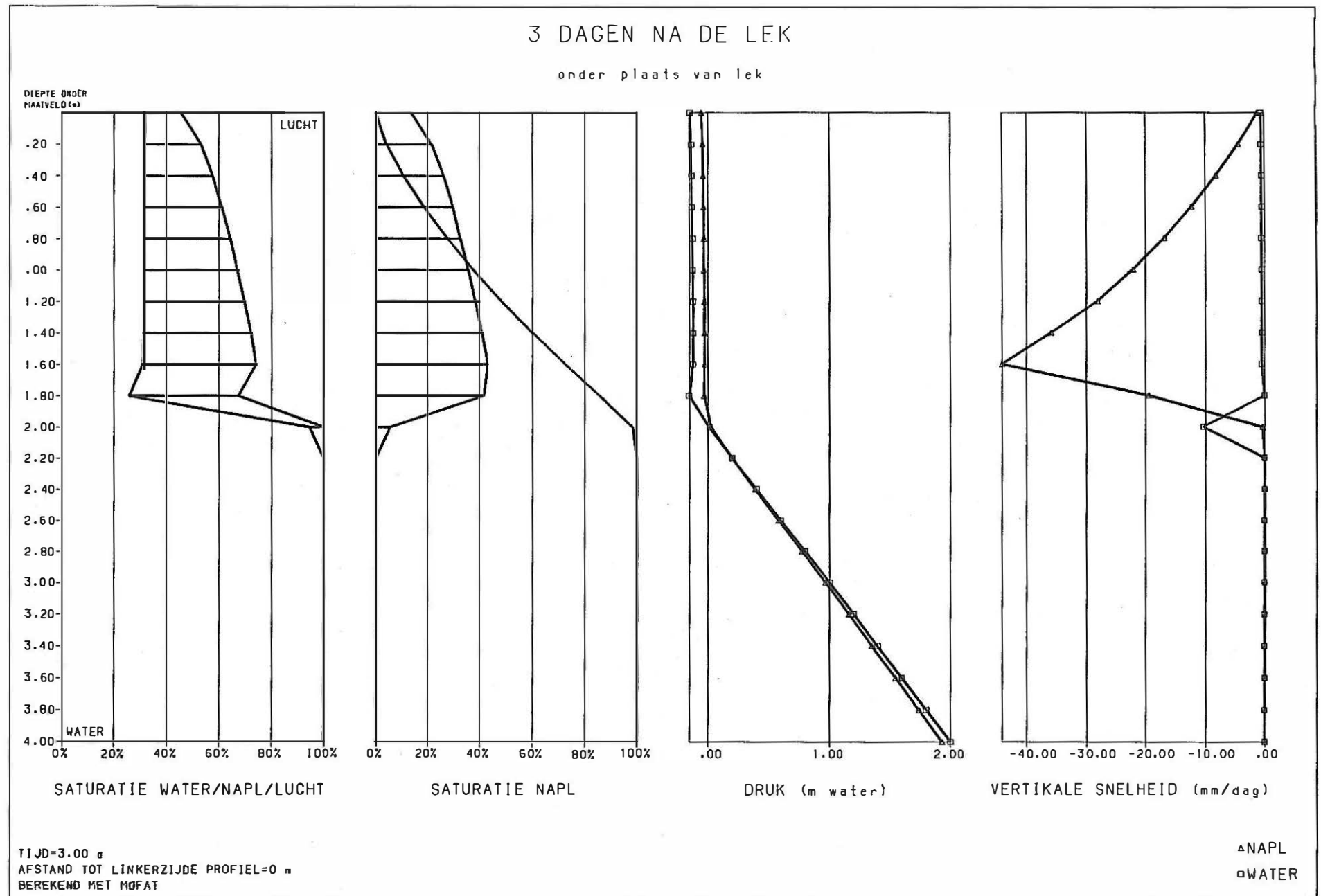


Fig. 7.51 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 3 dagen na de lek

4 DAGEN NA DE LEK

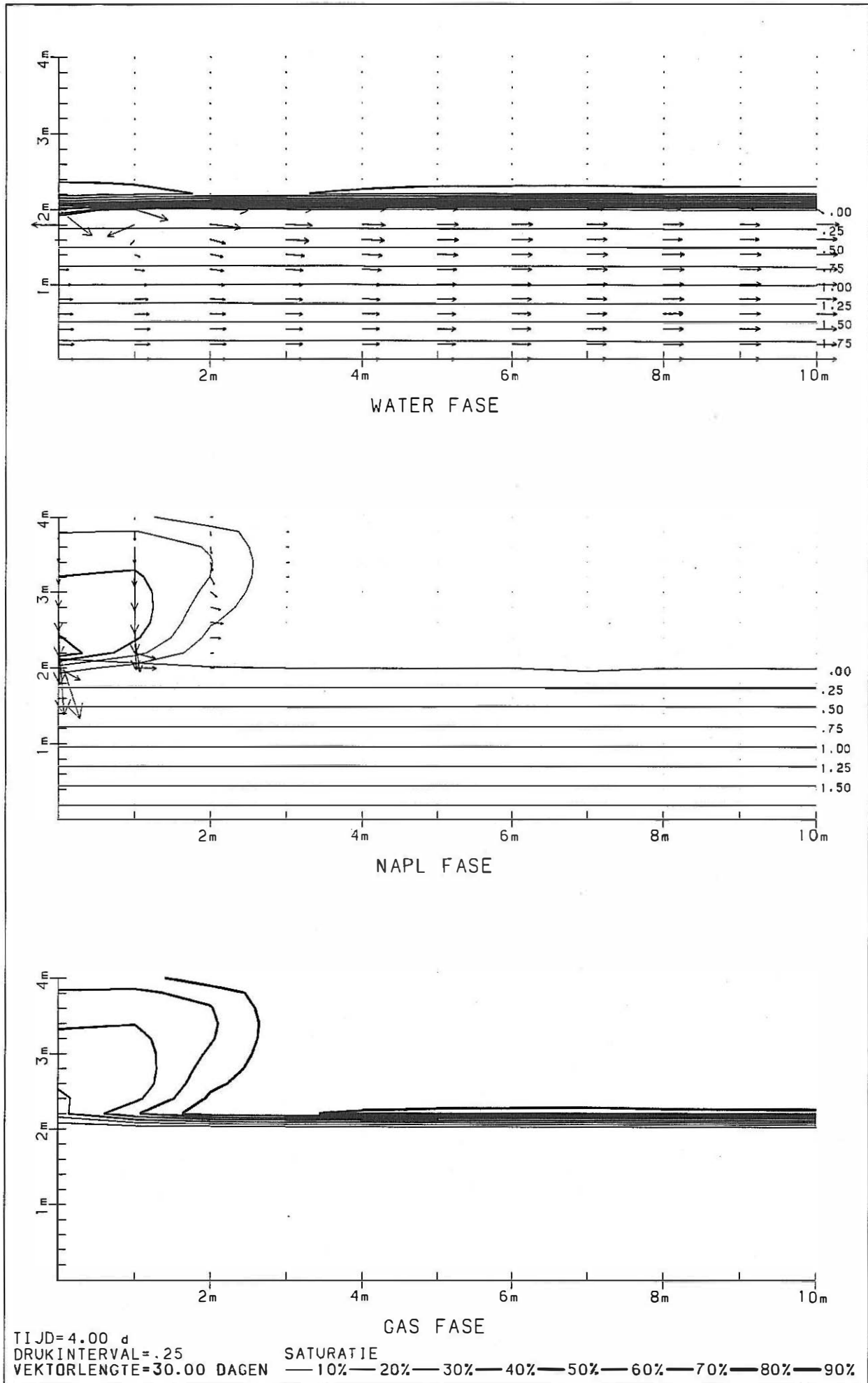


Fig. 7.52 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

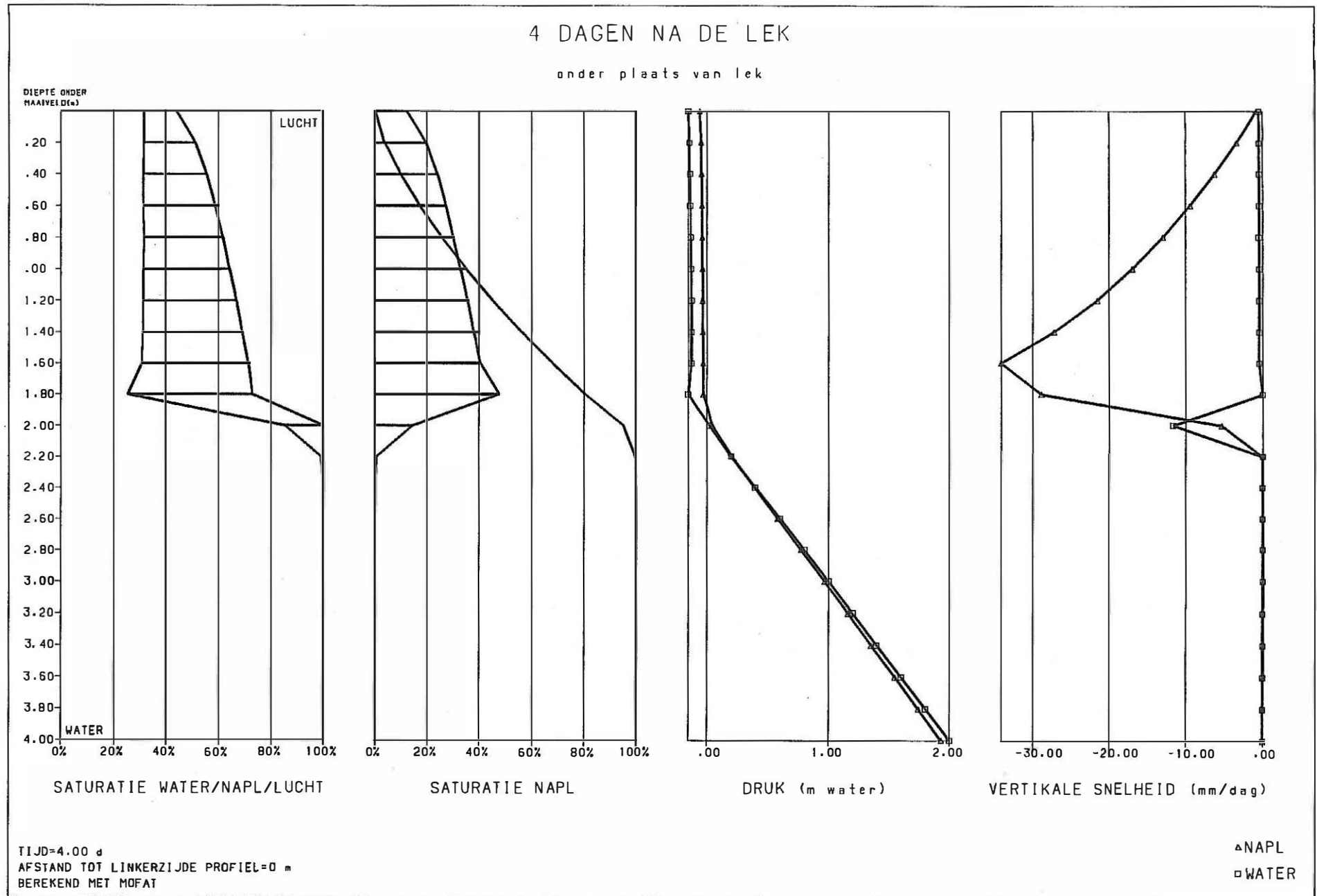


Fig. 7.53 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 4 dagen na de lek

5 DAGEN NA DE LEK

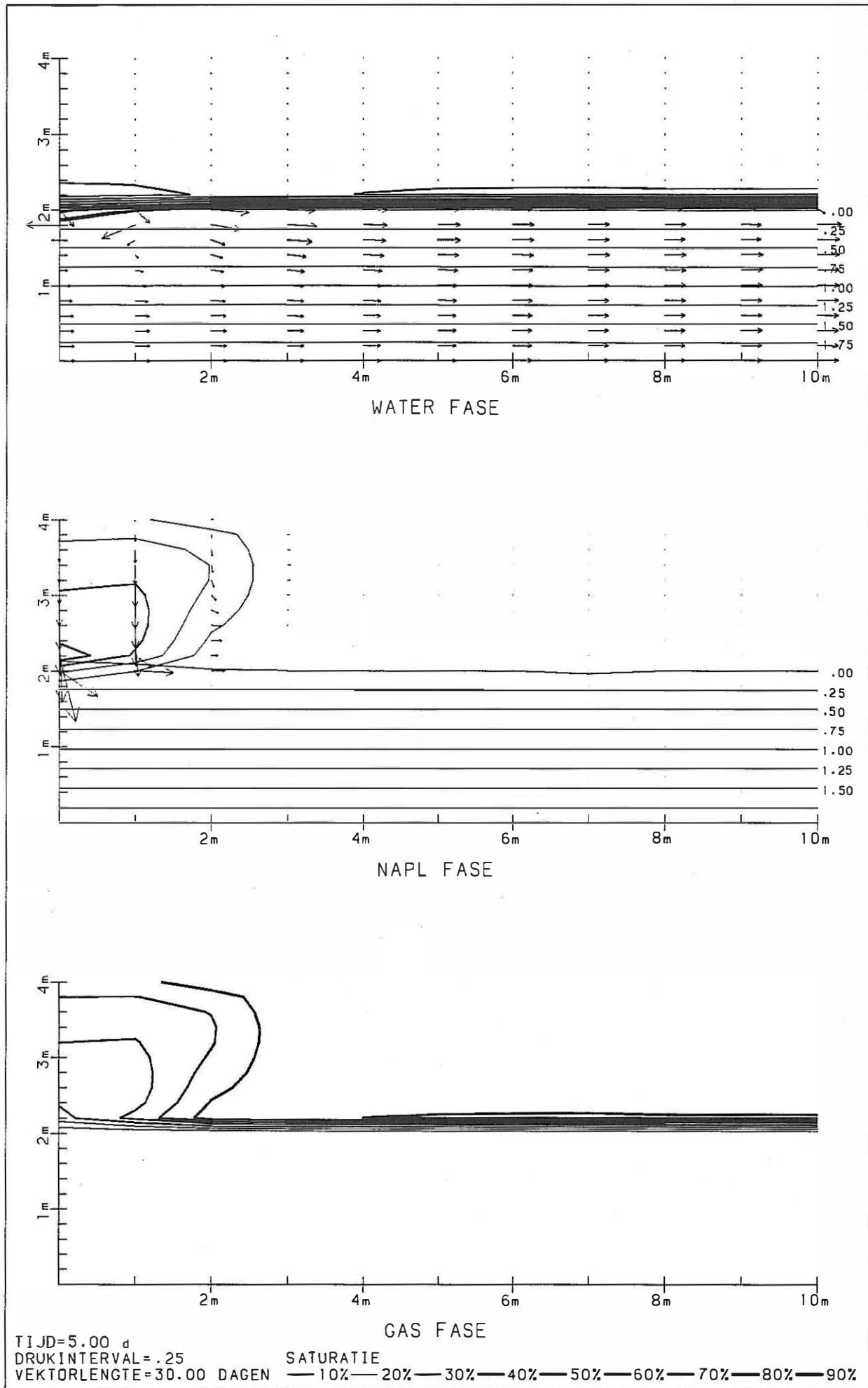


Fig. 7.54 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

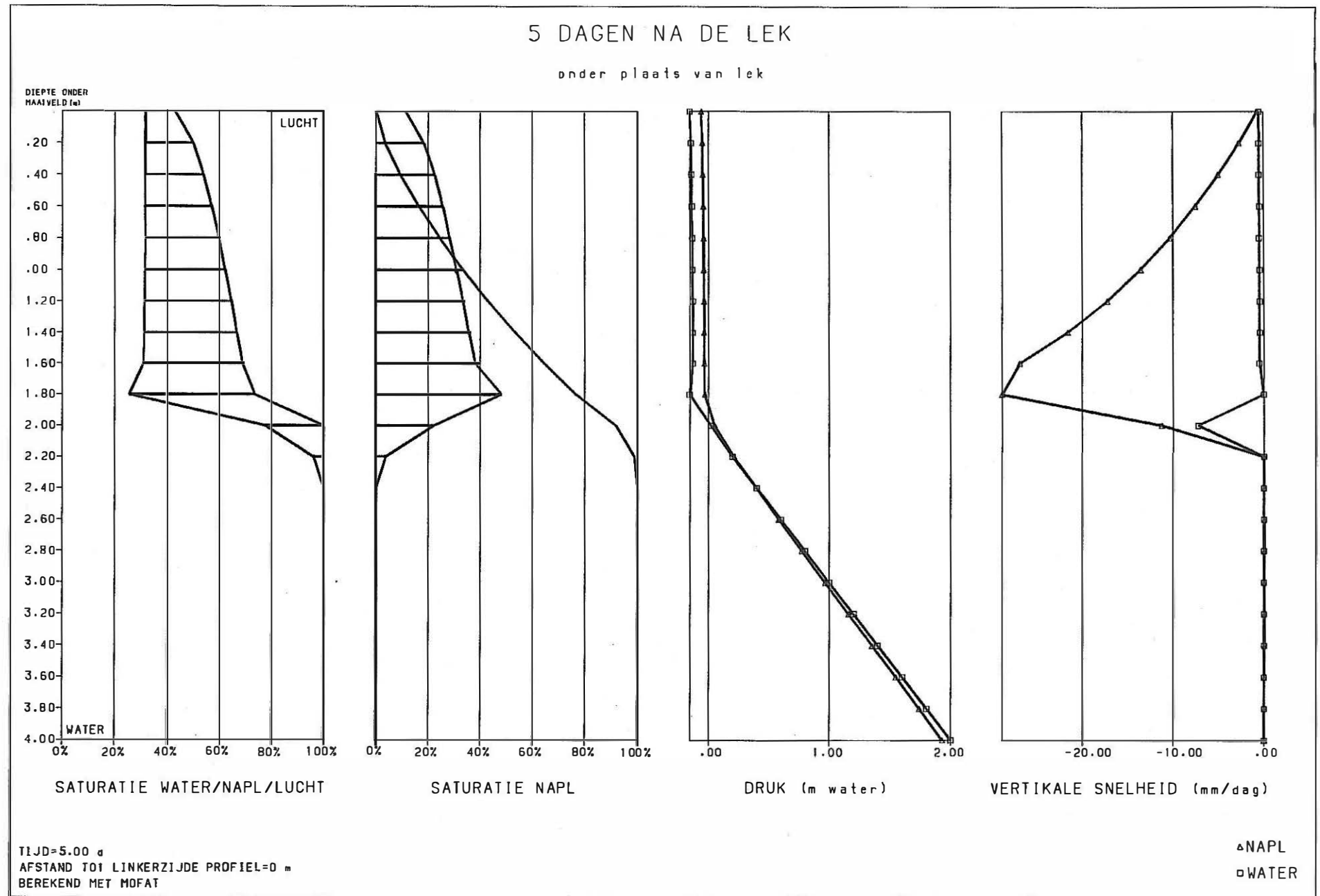


Fig. 7.55 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 5 dagen na de lek

1 WEEK NA DE LEK

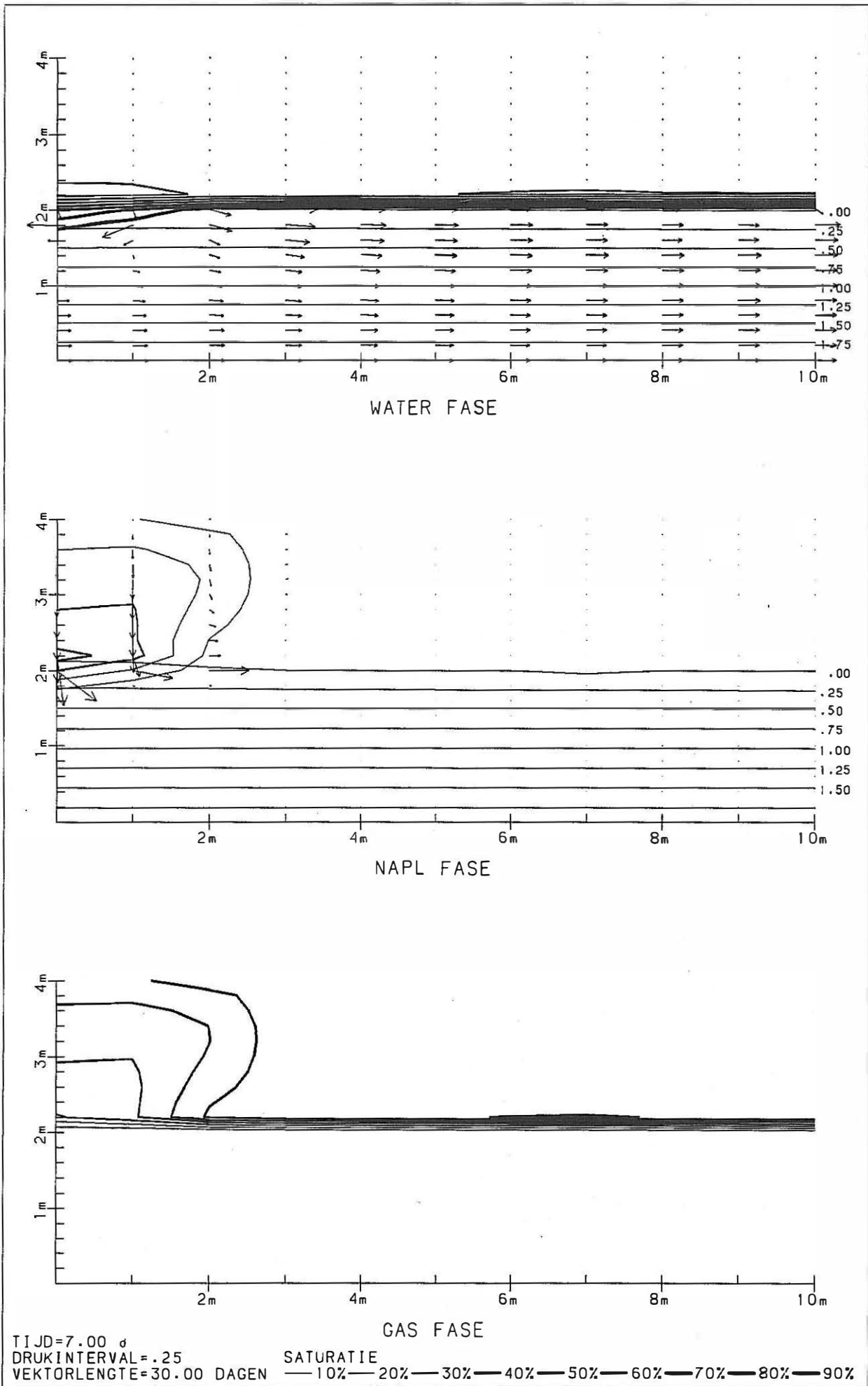


Fig. 7.56 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

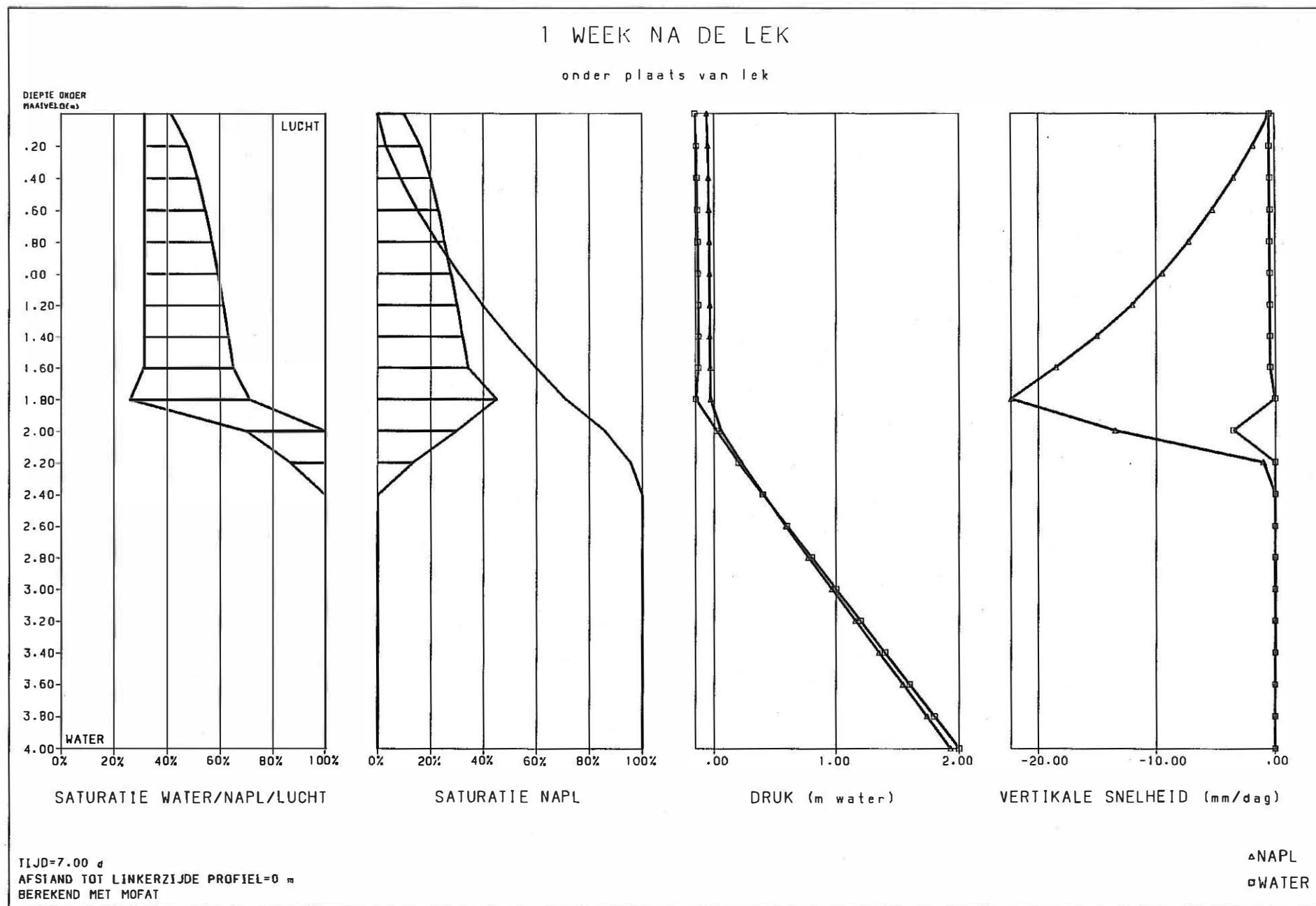


Fig. 7.57 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 1 week na de lek

2 WEKEN NA DE LEK

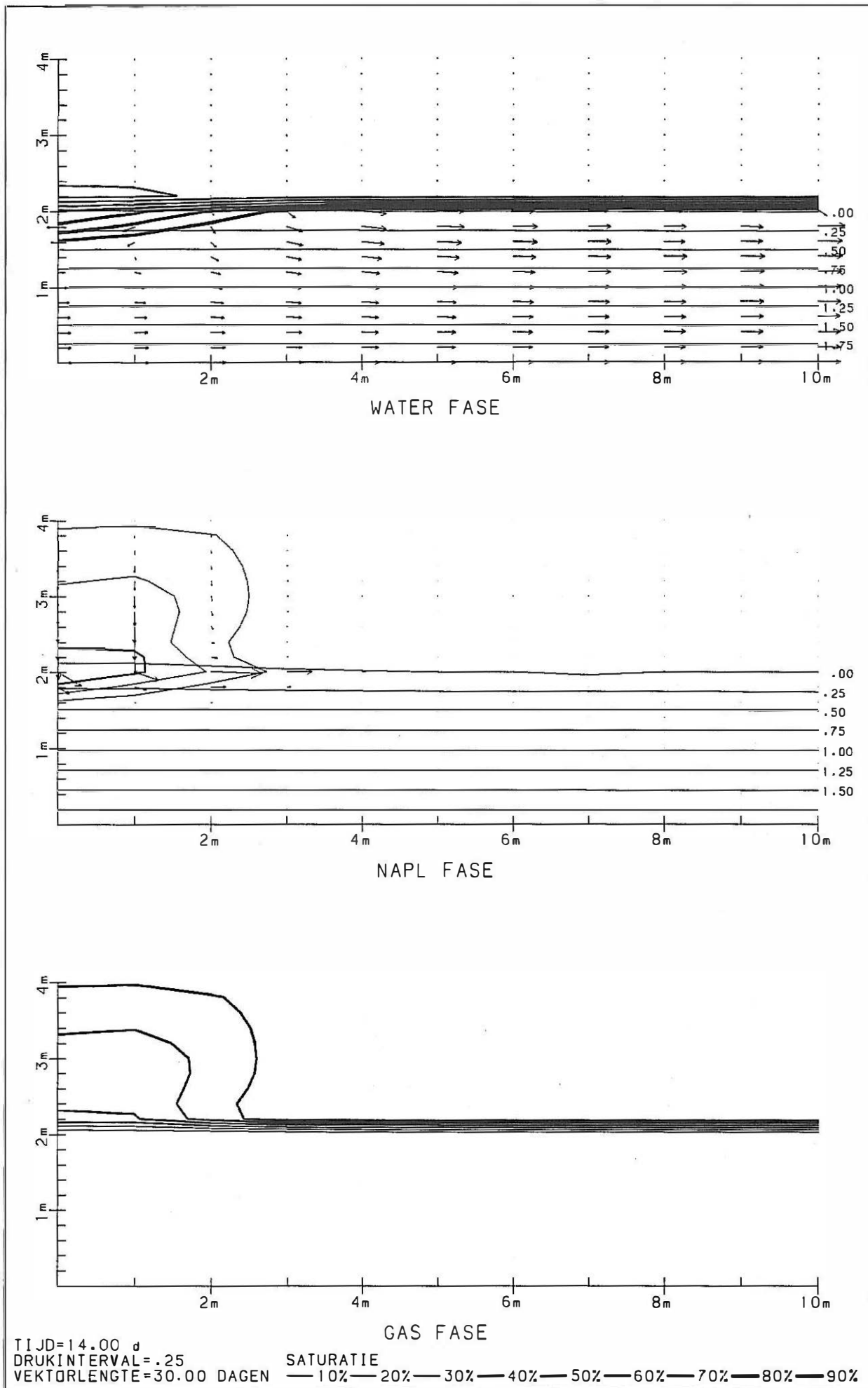


Fig. 7.58 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

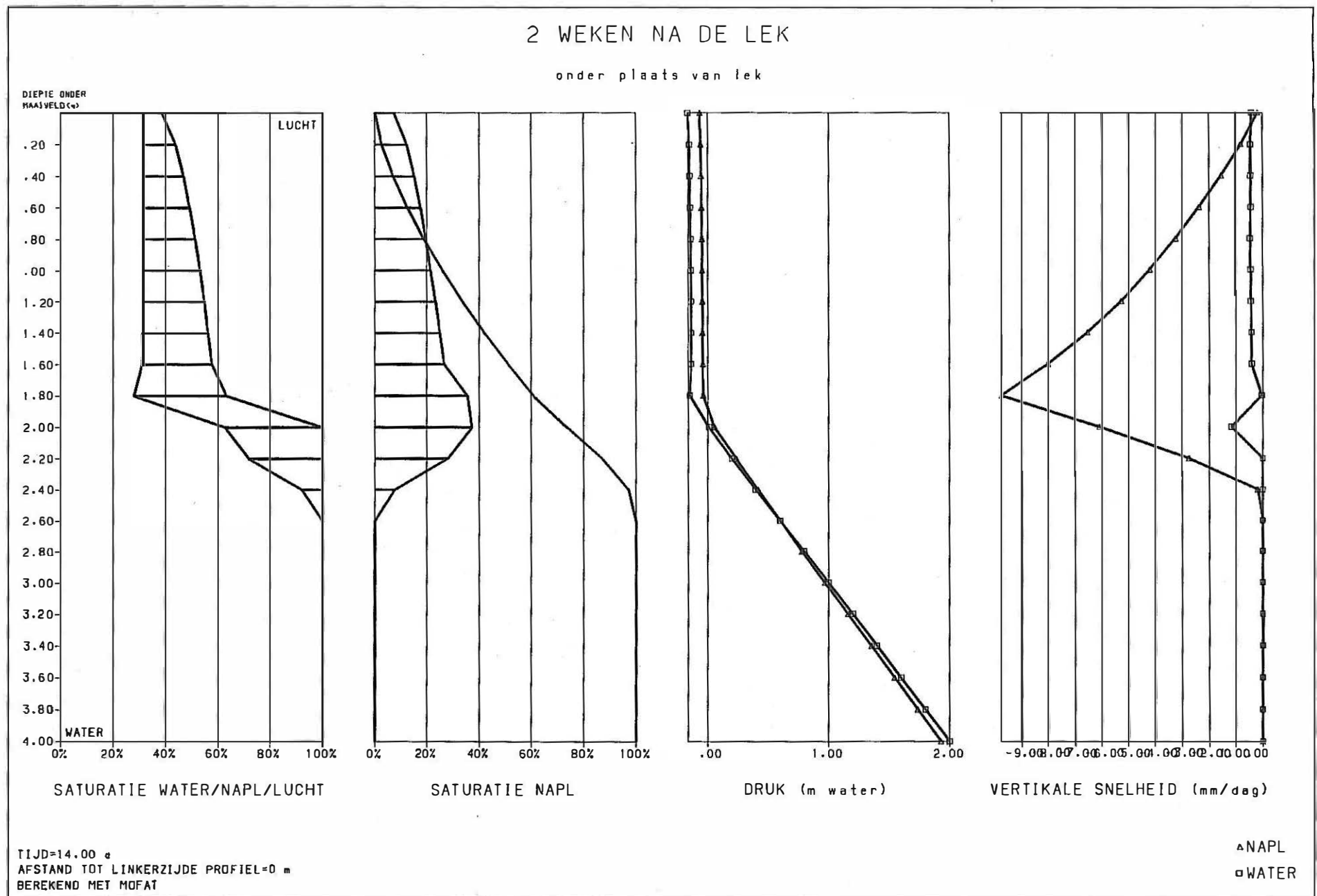
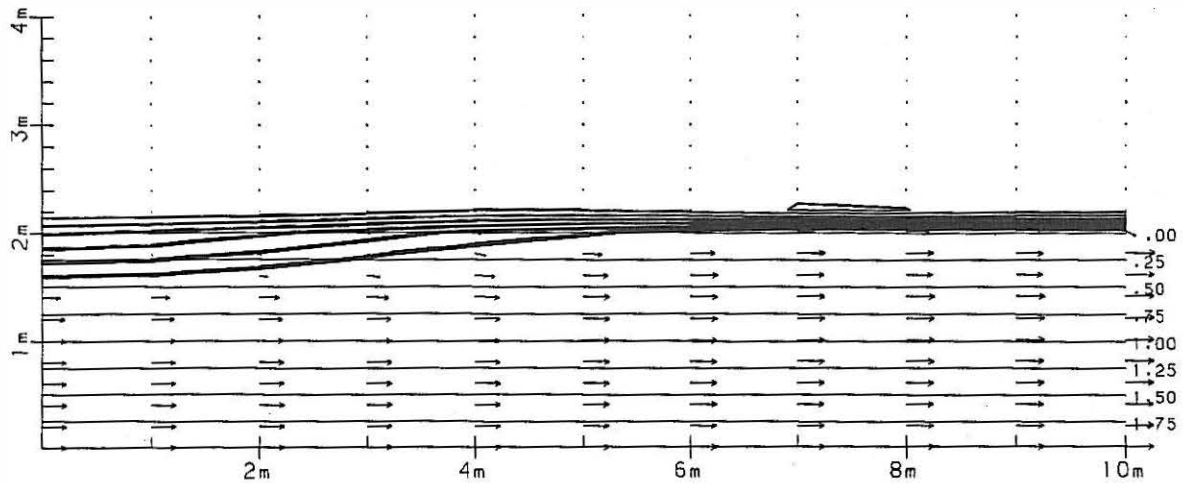
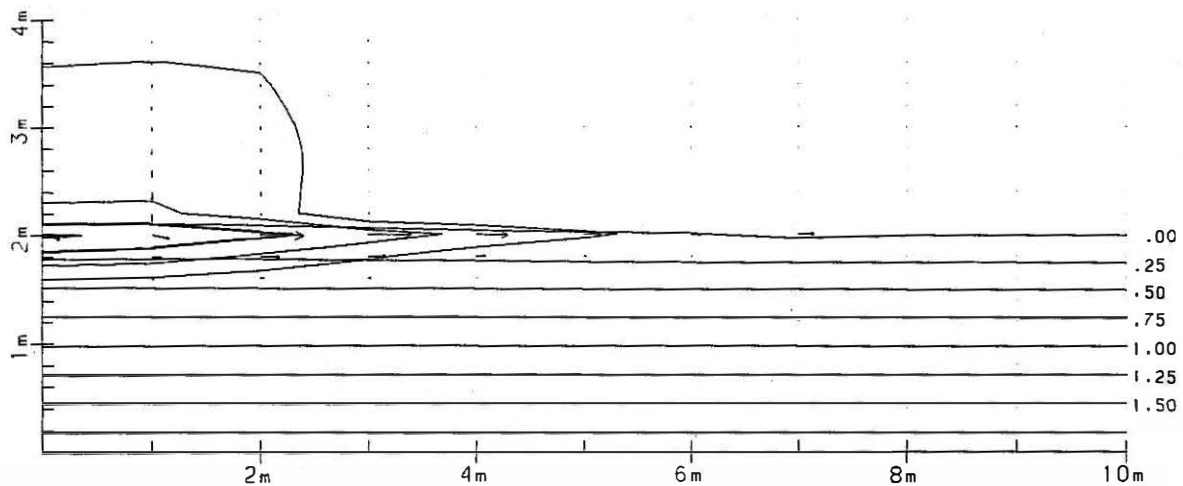


Fig. 7.59 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 2 weken na de lek

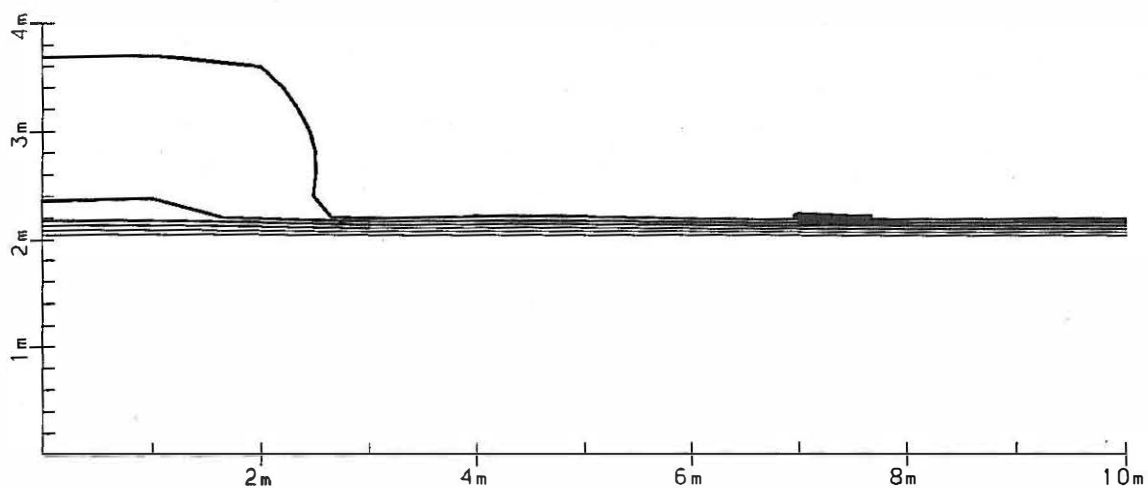
1 MAAND NA DE LEK



WATER FASE



NAPL FASE



GAS FASE

TIJD=30.00 d
 DRUKINTERVAL=.25
 VEKTORLENGTE=30.00 DAGEN

SATURATIE
 —10%—20%—30%—40%—50%—60%—70%—80%—90%

Fig. 7.60 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

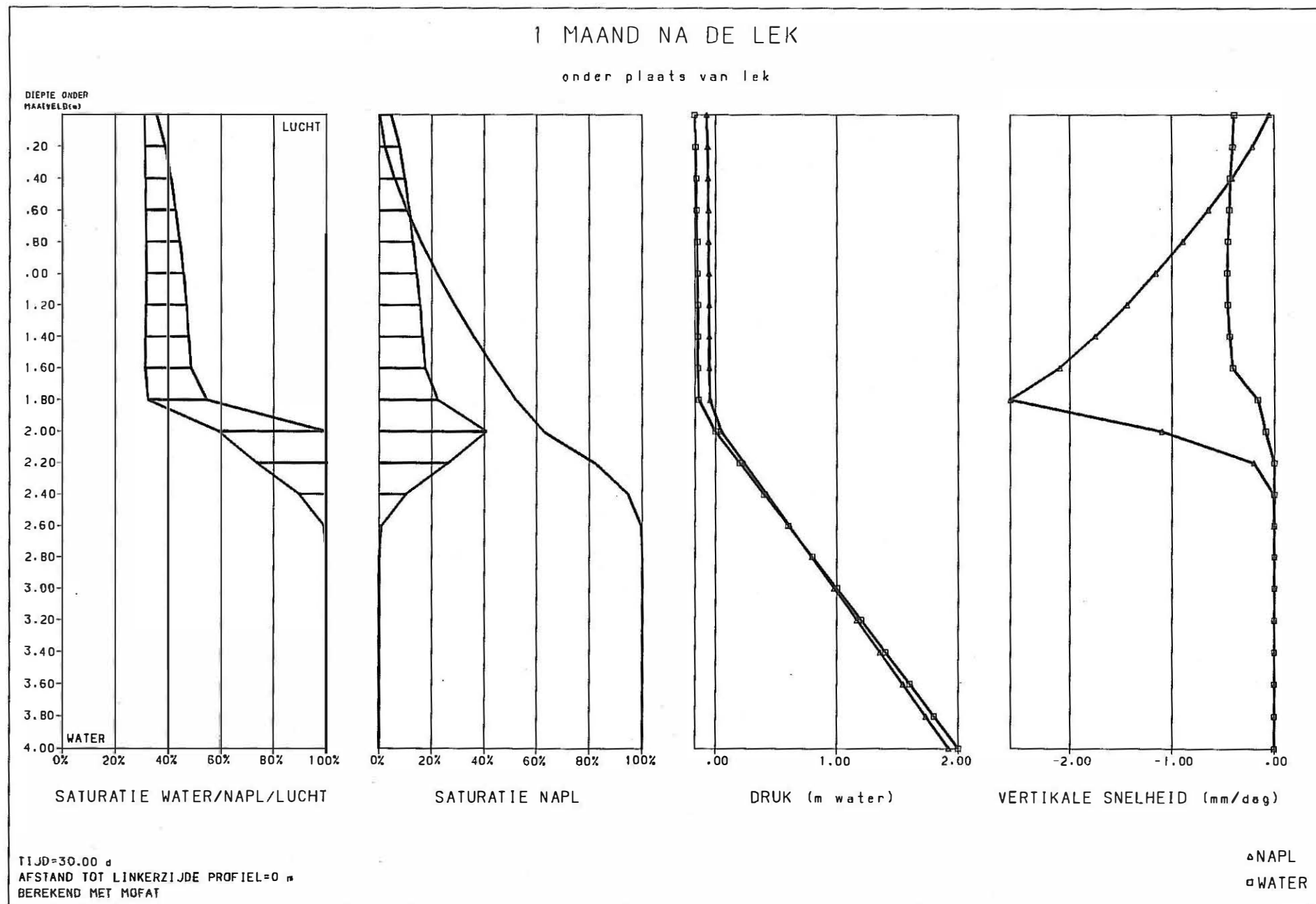


Fig. 7.61 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 1 maand na de lek

2 MAANDEN NA DE LEK

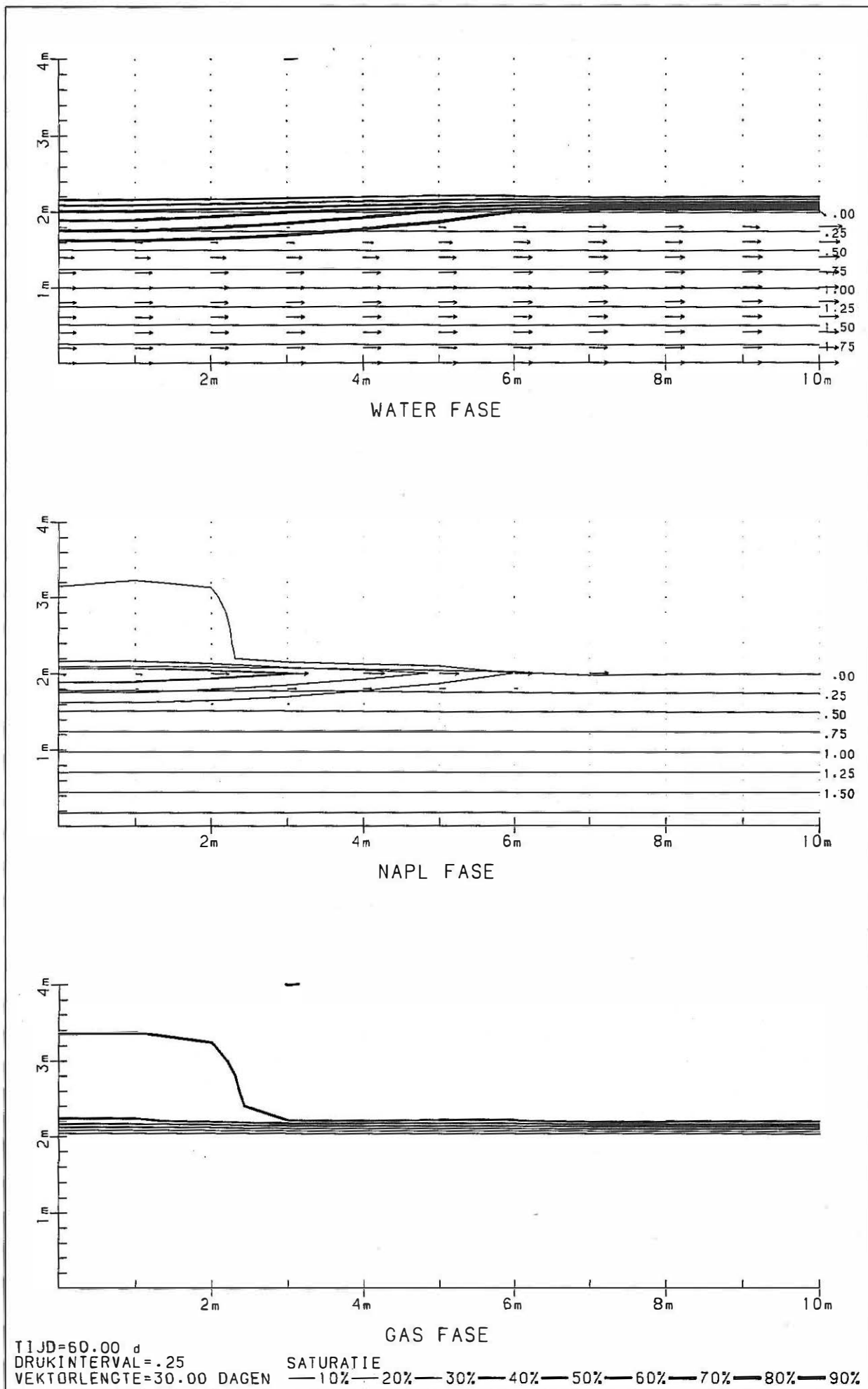


Fig. 7.62 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

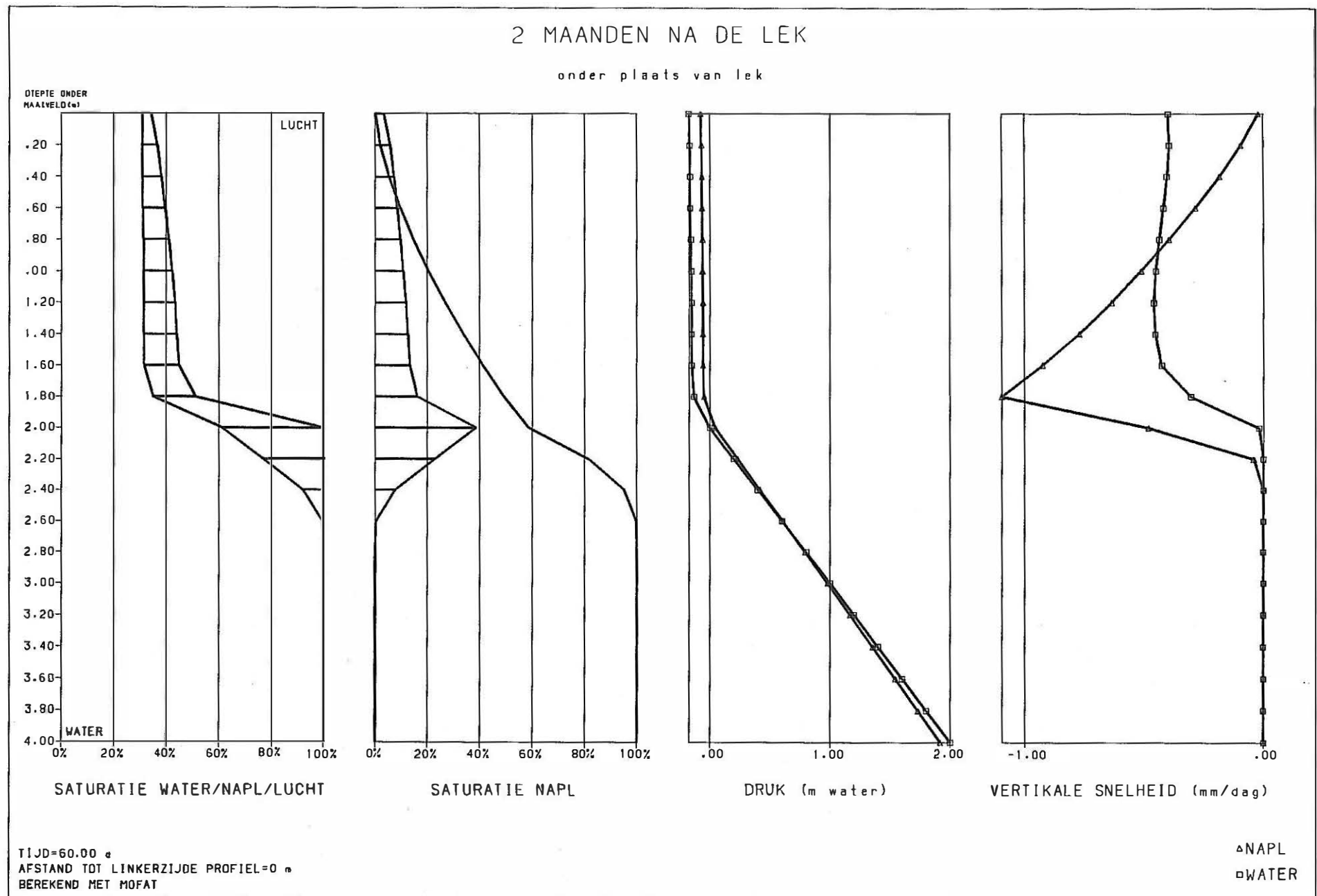


Fig. 7.63 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 2 maanden na de lek

3 MAANDEN NA DE LEK

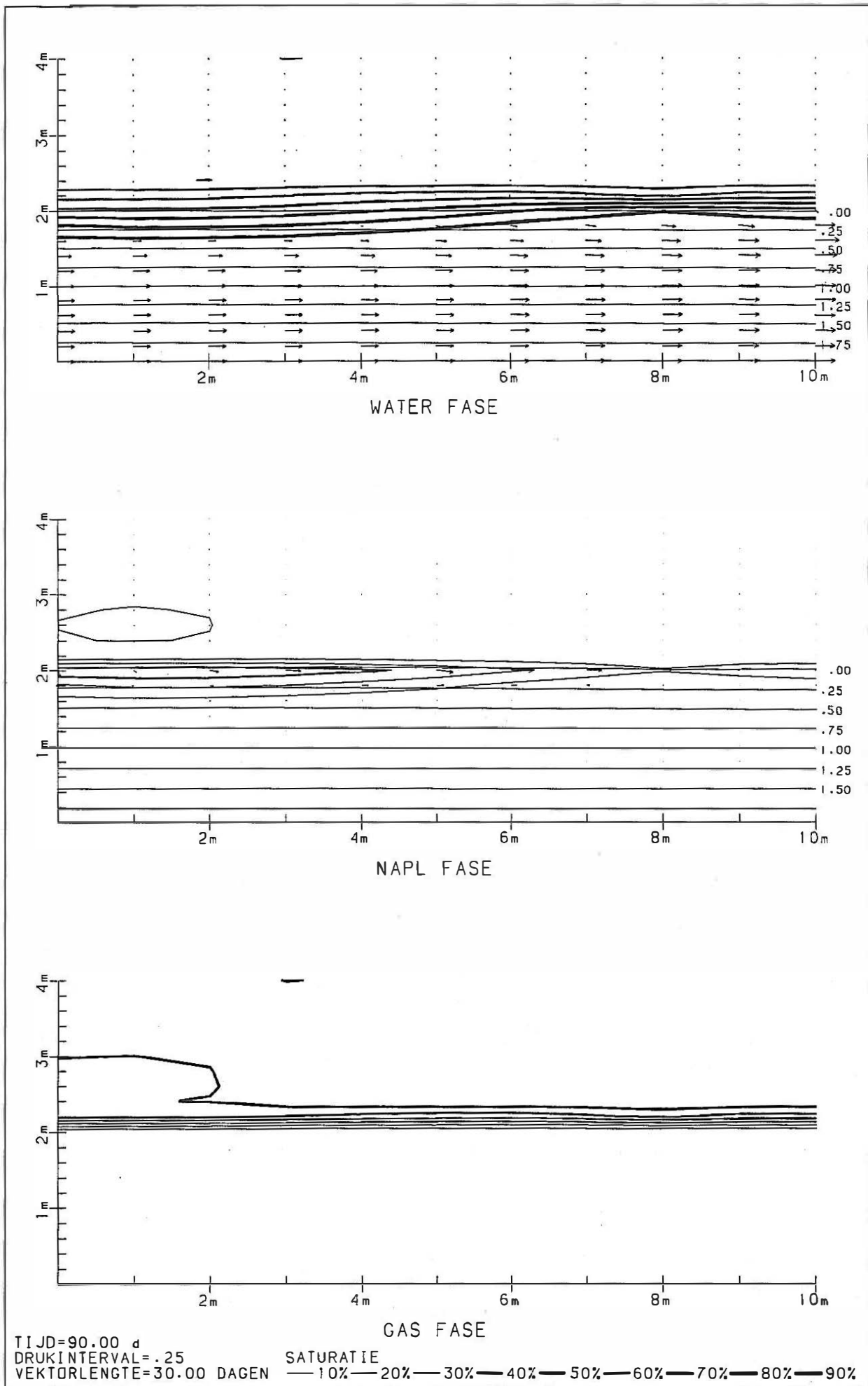


Fig. 7.64 MOFAT model : simulatie 2 : profielvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

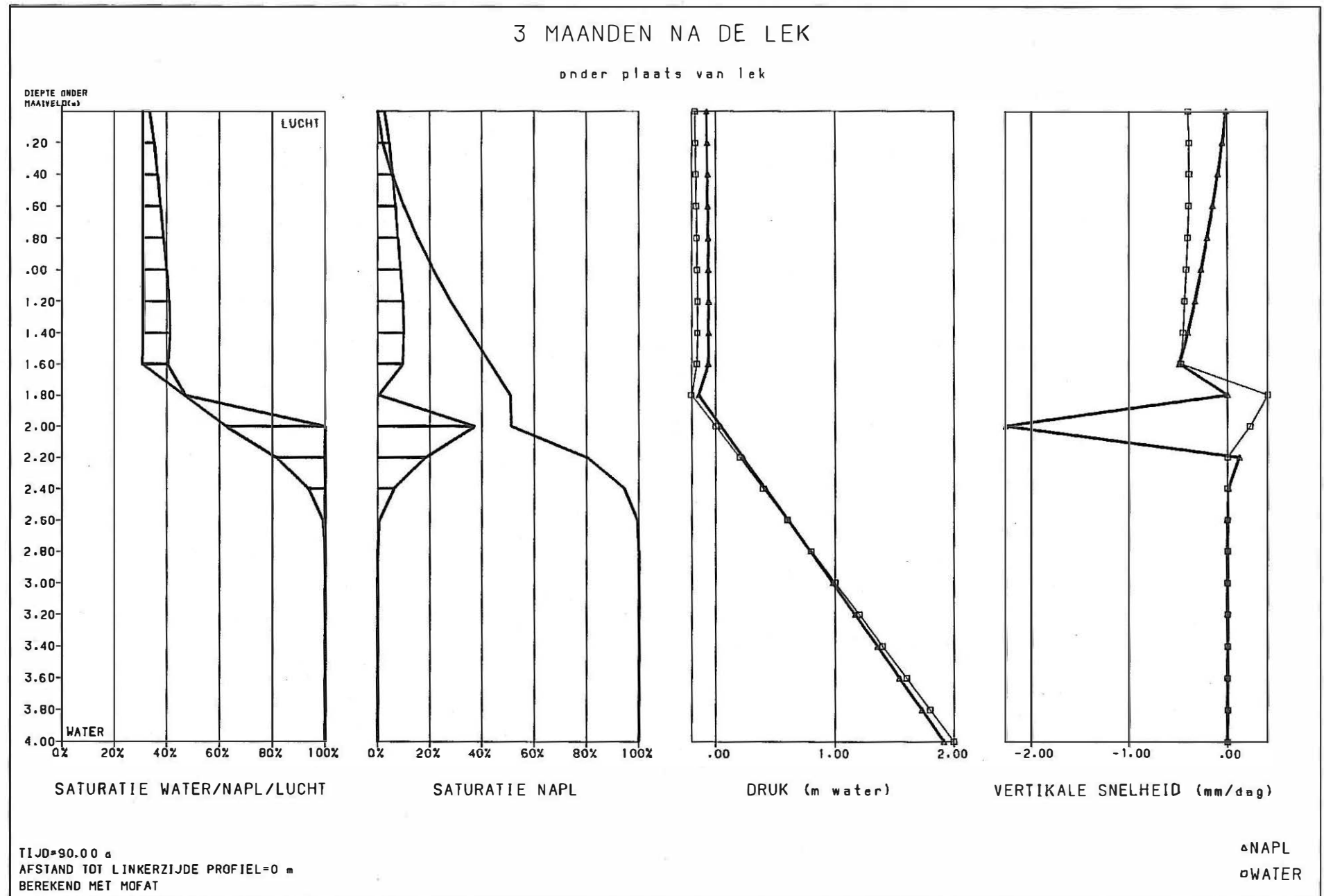


Fig. 7.65 MOFAT model : simulatie 2 : kolomvoorstelling van de toestand 3 maanden na de lek

8. SAMENVATTING

De belangrijkste conclusies die uit het modelonderzoek kunnen getrokken worden zijn:

1° Er treedt vanonder de fabrieksterreinen een stroming in noordoostelijke richting op , naar de Belgisch-Nederlandse grens. Polluenten die onder de fabrieksterreinen in het grondwater oplossen kunnen na enkele tientallen jaren het poldergebied bereiken.

2° Er treedt vanonder de fabrieksterreinen een stroming naar het kanaal Gent-Terneuzen op.

3° Adsorptie en (bio)degradatie zouden de snelheid en de concentraties van het pollutent-transport naar het noordoosten sterk kunnen beïnvloeden , maar het belang ervan is momenteel niet duidelijk.

4° De concentraties die na tientallen jaren in het noordoosten zullen aangetroffen worden , bedragen slechts enkele procenten van de oorspronkelijke concentraties.

5° De verspreiding naar het noordoosten zal het snelst in de laag KZ1 gebeuren.

6° Uit de gemeten drijfslaagdikten in de peilbuizen kan geen informatie worden gehaald over de dikte van de drijfslag in het reservoir. De gemeten dikten worden bepaald door schommelingen van de watertafel. Rond de peilbuizen waar een drijfslag wordt aangetroffen is er wel NAPL in het reservoir aanwezig.

7° De drijfslag onder de terreinen zal geleidelijk oplossen in het perkolerend neerslagwater. Dit zal enkele honderden tot duizenden jaren duren.

8° Enkele tientallen jaren na een NAPL-lek is de ontstane drijfslag volledig uitgespreid tot een platte lens van maximaal tien tot twintig cm dik. De dikte wordt bepaald door de viscositeit van de NAPL-fase.

REFERENTIES

DE BREUCK, W. VAN BURM, Ph. , VAN CAMP, M. (1983) *Hydrogeologische studie van de Gentse Kanaalzone*. Gent : Rijksuniversiteit. Leerstoel voor Toegepaste Geologie (rapport TGO 81/07).

DE BREUCK, W. , VAN BURM, Ph. , VAN DIJCK, E. VAN CAMP, M. , PIETERS, E. (1985) *Piëzometrische stijghoogten in de Gentse kanaalzone 1984-1985*. Gent : Rijksuniversiteit. Leerstoel voor Toegepaste Geologie (rapport TGO 84/07) in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

FETTER , C.W. (1993) *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company. New York

KATYAL, A.K., KALUARACHCHI, J.J. & PARKER, J.C. (1991). *Mofat: a two-dimensional finite element program for multiphase flow and multicomponent transport. Program Documentation and Users's Guide*. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

KEMBLOWSKI, M.W. , CHIANG, C.Y. (1990). *Hydrocarbon Thickness Fluctuations in Monitoring Wells*. Groundwater , vol 28 , no 2.

LIGEON, C.E. (1995) *Groundwater pollution due to Diesel Oil at Merelbeke*. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master in Soil Science. Universiteit Gent.

OUDE ESSINK , G. (1996) *Impact of sea level rise on groundwater flow regimes. A sensitivity analysis of the Netherlands*. Proefschrift ter verkrijgen van de graad van doctor in de wetenschappen aan de Technische Universiteit Utrecht.

POLLOCK (1989). *Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U.S.G.S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference groundwater model*. U.G. Geological Survey Open-File report 89-381.

WEAVER, J.W., CHARBENEAU, R.J., TAUXE, J.D., LIEN, B.K., PROVOST, J.B. (1995)
The hydrocarbon spill screening model (HSSM). Volume 1 : User's Guide. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.